

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL

*Sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata**

*D. Don y *Betula alba* L. en Galicia: productividad,*

biodiversidad

y sumideros de carbono

Tesis Doctoral

Esther Fernández Núñez

2008

Tè voy a presentar a los protagonistas de una pequeña historia, la historia de esta tesis, ellos son todos los que han hecho posible que ahora puedas tener en tus manos este trabajo y son aquellos a los que deseo agradecer de manera especial un montón de cosas...

...La primera protagonista es ella, la que hace más o menos cuatro años me dijo "quieres trabajar con nosotros" y ahí empezó todo, alguien que al principio vi como a una "jefa" y que poco a poco, con su paciencia, dedicación, consejos, con su manera de enseñar, hacer y deshacer una y otra vez, con sus ganas interminables de trabajar... se fue convirtiendo, poco a poco, en alguien realmente especial, una amiga con la que pude reflexionar, "discutir", que no se cansó de explicarme y volver a explicarme una y otra vez las mismas cosas y, sobre todo, alguien que estuvo ahí hasta el final

gracias Rosa.

...El siguiente protagonista es un hombre que parece serio y reflexivo, que inspira respeto pero que poco a poco con su manera de hablarte y tratarte y sobre todo, con su manera de reírse consigue que lo veas como a alguien cercano

gracias Antonio.

...Ahora me toca presentaros a las dos chicas de esta historia, las que me enseñaron a "jugar" con ácidos, tubitos, vasos, pipetas, digestiones, diluciones, con las que he pasado horas y horas delante de muestras que parecían interminables separando y separando especies, con las que he hablado y compartido mil y una cosas... lo hemos conseguido chicas!!!

gracias Divina y gracias Teresa.

...Los siguientes protagonistas son ellos, los que durante todo este tiempo han "cuidado" y "mimado" Castro, con los que he compartido días de frío y calor...

gracias Javier, Pablo...

...y ahora le toca a la más tranquila de todas y a él, que siempre conseguirá sacarte una sonrisa...

gracias Rocío y Rubén.

...y los últimos protagonistas de esta pequeña historia son ella, con la que he "arreglado" el mundo un montón de veces delante de un café y que desde hace mucho mucho tiempo ha estado siempre a mi lado y él, que apareció un buen día y con el que durante el último año he compartido largas largas horas de "cuentiños"...

gracias Maite y gracias Félix,

A mi familia

A mi sobrino Alex

INDICE

I	<i>Justificación y Objetivos</i>	1
II	<i>Introducción</i>	
1.	Introducción.....	5
2.	Los sistemas silvopastorales.....	6
2.1	Productividad de los sistemas silvopastorales	7
2.2	Los sistemas silvopastorales: densidad y especie forestal	10
2.3	Los sistemas silvopastorales y su efecto en el suelo	13
3.	Superficie forestal en Galicia.....	14
3.1	El <i>Pinus radiata</i> D. Don en Galicia	14
3.2	<i>Betula alba</i> L. en Galicia	16
4.	Fertilización.....	17
4.1	Fertilización Nitrogenada y la producción de pasto	17
4.2	Fertilización fosfórica	19
4.3	Fertilización potásica	19
4.4	Fertilización con Lodos de Lechería	19
4.5	Fertilización arbórea	21
4.6	Fertilización en sistemas silvopastorales	23
5.	Biodiversidad.....	23
5.1	Procesos que afectan a la biodiversidad	27
5.2	Estrategias de adaptación	28
5.3	Cuenta Atrás 2010, frenar la pérdida de la biodiversidad en Europa	29
5.4	Los sistemas silvopastorales y la biodiversidad	30
5.5	Tipos de perturbaciones y biodiversidad en sistemas silvopastorales	32
5.6	Medición de la biodiversidad	33
5.7	Modelos de medición	35
5.7.1	Medición de la biodiversidad alfa (α)	35
5.7.2	Medición de la biodiversidad beta (β)	37
6.	Fijación de carbono.....	38
6.1	Mercado de carbono	39
6.2	Ciclo del carbono	40
6.2.1	Sistemas silvopastorales: sus componentes y relación con el carbono	41
		48
III	<i>Material y Métodos</i>	
1.	Localización.....	48
2.	Estudio climático.....	49
2.1	Índices climáticos	50
2.2	Diagrama ombrotérmico de Gaussen	51
2.3	Balance hídrico	51
2.4	Diagrama bioclimático	53
2.5	Clasificación climática de Thornthwaite	55

2.6	Clasificación climática de Allué	56
2.7	Clasificación climática de Papadakis. Periodo de heladas	56
3.	Estudio edafológico previo.....	57
4.	Establecimiento y diseño experimental.....	57
5.	Trabajos de campo.....	60
5.1	Recogida de las muestras de suelo	60
5.2	Medición del arbolado	60
5.3	Muestreo del pasto	61
6.	Determinaciones en el laboratorio.....	61
6.1	Determinaciones en suelo	61
6.1.1	Materia orgánica	62
6.1.2	Nitrógeno total en suelo	62
6.1.3	pH	62
6.2	Determinaciones en pasto	62
6.2.1	Producción	63
6.2.2	Biodiversidad	63
6.2.3	Composición específica	64
6.2.4	Diagramas de abundancia	64
6.2.5	Biodiversidad alfa (α)	65
6.2.5.1	Riqueza específica (S)	65
6.2.5.2	Estructura (Índices de abundancia proporcional)	65
6.2.5.2.1	Índice de Simpson	66
6.2.5.2.2	Índice de Shannon-Wiener	66
6.2.5.2.3	Equidad de Pielou	66
6.2.6	Biodiversidad beta (β)	67
6.2.6.1	Índices de similitud/disimilitud: Índice de Jaccard	67
6.2.6.2	Índices de reemplazo de especies: Índice de Magurran (1988)	68
6.2.6.3	Índice de Complementariedad	68
7.	Carbono.....	69
7.1	Determinaciones de carbono en el estrato arbóreo	70
7.1.1	Biomasa aérea y radical	70
7.1.2	Hojarasca	71
7.2	Determinaciones de carbono en el componente suelo del sistema	72
7.3	Determinación de carbono en el componente herbáceo	72
7.3.1	Contenido de carbono en la parte aérea del estrato herbáceo	72
7.3.1.1	Determinación de la carga ganadera del sistema	72
7.3.2	Contenido de carbono en la parte radical del estrato herbáceo	75
7.4	Emisiones de carbono por parte del ganado	75
7.4.1	Cálculo de las emisiones de metano (CH_4)	75
7.4.1.1	Cálculo de las emisiones procedentes de la fermentación entérica (E_{fer})	75
7.4.1.2	Cálculo de las emisiones procedentes del manejo del estiércol (E_{est})	76
7.4.1.3	Cálculo del total de emisiones de CH_4 procedentes del ganado	77
7.4.2	Estimación de las emisiones de óxido nitroso (N_2O)	77
7.4.2.1	Emisiones de N_2O procedentes de la estabulación	77
7.5	Estimación de las emisiones de N_2O en el suelo	78
7.5.1	Estimación de las emisiones directas de N_2O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo)	78
7.5.1.1	Emisiones procedentes del fertilizante sintético (F_{sn})	78
7.5.1.2	Emisiones directas de N_2O procedentes del estiércol utilizado como fertilizante	79

7.5.2	Estimación de las emisiones directas de N ₂ O procedentes del pastoreo de los animales	80
7.5.3	Estimación de las emisiones indirectas de N ₂ O	80
7.5.3.1	Emisiones de NH ₃ y N ₂ O procedentes de la deposición atmosférica	81
7.5.3.2	Emisiones procedentes de la lixiviación	81
7.5.4	Emisiones totales de N ₂ O	81
8.	Análisis estadístico.....	82
 <i>IV Resultados y Discusión</i>		
1.	Caracterización climática durante los años del ensayo.....	83
2.	Materia orgánica.....	86
3.	Nitrógeno total en suelo.....	90
4.	Relación C/N.....	94
5.	pH.....	97
5.1	pH en agua	97
5.2	pH CIK	101
6.	Arbolado.....	103
6.1	<i>Pinus radiata</i> D. Don	103
6.2	<i>Betula alba</i> L.	110
7.	Biomasa aérea anual en el estrato inferior.....	117
7.1	Pasto, material senescente y acículas caídas en el estrato inferior del sistema	120
7.2	Biodiversidad de especies vegetales vasculares	129
7.2.1	Inventario de especies	129
7.2.2	Composición florística	141
7.2.3	Diagramas de Abundancia	151
7.2.4	Tasa de reemplazo	157
7.2.5	Biodiversidad alfa	159
7.2.5.1	Riqueza específica (S)	159
7.2.5.2	Indices de abundancia proporcional Índice de Simpson (1- λ)	162
7.2.5.3	Indices de equidad	166
7.2.5.3.1	Índice de Shannon-Wiener	166
7.2.5.3.2	Equidad de Pielou (1975)	169
7.2.6	Biodiversidad beta	172
7.2.6.1	Índice de similitud de Jaccard	172
7.2.6.2	Índice de reemplazo de especie: índice de Magurran (1988)	174
7.2.6.3	Complementariedad	175
8.	Carbono.....	179
8.1	Estrato arbóreo	179
8.1.1	Biomasa aérea y radical del estrato arbóreo	179
8.1.2	Hojarasca	184
8.2	Contenido de carbono en suelo	189
8.3	Estrato herbáceo	191
8.3.1	Parte aérea	191
8.4	Estimación de las emisiones del ganado	193
8.4.1	Carga ganadera del sistema	195

Indice

8.4.2	Estimación de las emisiones de metano (CH ₄)	196
8.4.3	Emisiones de N ₂ O	198
8.5	Estimación de las emisiones de N ₂ O en el suelo	200
8.5.1	Estimación de las emisiones directas de N ₂ O procedentes del suelo (excluyendo el efecto del pastoreo)	200
8.5.2	Estimación de las emisiones directas de N ₂ O procedentes del pastoreo de los animales	203
8.5.3	Estimación de las emisiones indirectas de N ₂ O	203
8.6	Balance Final de Carbono	207

<i>V</i>	Conclusiones.....	214
----------	--------------------------	-----

	<i>Bibliografía</i>	219
--	----------------------------------	-----

Anexo 1

Anexo 2

INDICE DE TABLAS

I Introducción

Tabla 1.	Concentraciones de Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd y Hg (mg/kg) en un lodo procedente de aguas residuales municipales y en uno de lechería, valores límites indicados por la ley española (RD1310/90).....	21
Tabla 2.	Tipo de intervenciones/perturbaciones en una masa forestal (Fuente: Terradas, 2001).....	33
Tabla 3.	Media de las concentraciones de carbono (mg/gr) en los diferentes componentes de <i>Pinus pinaster</i> , <i>Pinus radiata</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> y <i>Quercus robur</i> (Balboa, 2005).....	43

Material y Métodos

Tabla 4.	Evapotranspiración potencial de la zona de estudio. k: constante bioclimática; Tm: temperatura media mensual de los últimos 30 años (°C); Pm: precipitación media mensual de los últimos 30 años (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); e: evapotranspiración residual (mm).....	52
Tabla 5.	Balance hídrico de la zona de estudio. Pm: precipitación media mensual (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); D: disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm).....	53
Tabla 6.	Coefficiente de pluviosidad (Cp) e intensidades bioclimáticas (ubc) potencial (IBP), fría (IBF) y real (IBR) mensuales y anuales de la zona de estudio.....	54
Tabla 7.	Distribución espacial de las parcelas establecidas y de los tratamientos aplicados en ellas. Donde A, B y C son bloques de parcelas y de 1 a 12 son los tratamientos aplicados en ellas (a), para cada marco de plantación 2x2 (b) y 3x4 (c).....	58
Tabla 8.	Composición y aporte de nutrientes con el lodo procedente de industria láctea aplicado en las parcelas fertilizadas con lodo (L). (Fuente: Rigueiro-Rodríguez <i>et al.</i> , 2000).....	59
Tabla 9.	Valores de los parámetros <i>a</i> y <i>b</i> de la función $Y = CF \cdot A \cdot d^b$, del coeficiente de determinación ajustado (R^2) y el error estándar de la estimación (<i>SEE</i>) para cada especie y fracción de biomasa, donde: CF: factor de corrección calculado a partir del error estándar de la estimación <i>SEE</i> ; d: diámetro (cm); BT: Biomasa aérea total del árbol; BF: Biomasa del fuste; BR ₇ : biomasa de las ramas de diámetro mayor de 7 cm; BR ₂₋₇ : biomasa de las ramas de diámetro entre 2 y 7 cm; BR ₂ : biomasa de las ramas de diámetro menor de 2 cm; BA: biomasa de las acículas; BH: biomasa de las hojas y Br: biomasa de la raíz.....	71

Resultados y Discusión

Tabla 10.	Resultado del análisis de varianza de la materia orgánica, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: p< 0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	86
Tabla 11.	Resultado del análisis de varianza del nitrógeno total en suelo, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: p< 0,05; **: p< 0,01; ***: p< 0,001. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	90

Tabla 12.	Resultado del análisis de varianza de la relación C/N, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: p< 0,05; **: p< 0,01; ***: p< 0,001. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	94
Tabla 13.	Resultado del análisis de varianza del pH en suelo medido en agua, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: p<0,05; **: p< 0,01; ***: p< 0,001. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	97
Tabla 14.	Resultado del análisis de varianza del pH medido en CIK, donde: ns: no existe efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: p<0,05, ***: p< 0,001. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	102
Tabla 15.	Resultado del análisis de varianza realizado para la variable Altura, de la especie <i>Pinus radiata</i> D. Don donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: p< 0.05, **: p < 0.01; ***: p < 0.001. Marco de plantación 2x2 y 3x4. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	104
Tabla 16.	Resultado del análisis de varianza realizado para la variable Diámetro de la especie <i>Pinus radiata</i> D. Don donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: p< 0.05, **: p < 0.01;***: p < 0.001. Marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	108
Tabla 17.	Resultado del análisis de varianza realizado para la variable altura, de la especie <i>Betula alba</i> L., donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: p< 0.05, **: p< 0.01; ***: p < 0.001. Marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	111
Tabla 18.	Resultado del análisis de varianza realizado para la variable Diámetro, de la especie <i>Betula alba</i> L. donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: p< 0.05, **: p< 0.01, ***: p < 0.001. Marco de plantación 2x2 y 3x4. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	113
Tabla 19.	Resultado del análisis de varianza realizado para la biomasa en el piso inferior donde, ns: no significativo; *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	116
Tabla 20.	Resultado del análisis de varianza para los componentes de biomasa aérea del sotobosque: pasto, material senescente y acículas, para los diferentes cortes realizados, donde, M.Sen: material senescente; ns: no significativo; *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001. Marco 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	120
Tabla 21.	Relación anual de especies presentes durante los años 1995, 2000 y 2005 en las dos densidades de plantación y bajo las dos cubiertas arboladas. Clase: D: Dicotiledónea, M: Monocotiledónea, Ciclo: A: anual, P: perenne, B: bienal.....	131
Tabla 22.	Distribución europea y nacional de las especies citadas a lo largo de los años de estudio.....	135
Tabla 23.	Resultado del análisis de varianza evaluado para la composición florística durante los diferentes cortes realizados en los tres años de estudio donde ns: no significativo; *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001. Aca: <i>Agrostis capillaris</i> L., Dau: <i>Daucus carota</i> L.; Dg: <i>Dactylis glomerata</i> L.; H: <i>Holcus</i> spp., Lp: <i>Lolium perenne</i> L., Pl: <i>Plantago lanceolata</i> L., Ta: <i>Taraxacum officinale</i> Weber; Tr: <i>Trifolium</i> spp. Marco 2x2 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	142

Tabla 24.	Resultado del análisis de varianza evaluado para la composición florística durante los diferentes cortes realizados en los tres años de estudio donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Aca: <i>Agrostis capillaris</i> L., Dau: <i>Daucus carota</i> L.; Dg: <i>Dactylis glomerata</i> L.; H: <i>Holcus</i> spp., Lp: <i>Lolium perenne</i> L., Pl: <i>Plantago lanceolata</i> L., Ta: <i>Taraxacum officinale</i> Weber; Tr: <i>Trifolium</i> spp. Marco 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	143
Tabla 25.	Relación de especies citadas a lo largo del periodo de estudio en las parcelas establecidas bajo cubierta de conífera y frondosa a marco de plantación 2x2 y 3x4. Los cuadrados resaltados en amarillo indican que la especie aparece con más del 2% de abundancia (codominantes), XLM: especies que sólo aparecen en los tratamientos de fertilización con lodo (L) y fertilización mineral (M); XNF: especies que aparecen sólo en los tratamientos de no fertilización (NF); X3: especies que aparecen en los tres tratamientos aplicados (L, M, NF), Cód: código de la especie, Dg: siembra de dactilo, Lp: siembra de raigrás.....	155
Tabla 26.	Número de especies presentes al inicio de cada periodo de estudio (nº spp.) y número de especies que permanecen (P), desaparecen (D) y aparecen (A) en cada intervalo de estudio para los diferentes tratamientos aplicados. Marco de plantación 2x2 m.....	158
Tabla 27.	Número de especies presentes al inicio de cada periodo de estudio (nº spp.) y número de especies que permanecen (P), desaparecen (D) y aparecen (A) en cada intervalo de estudio para los diferentes tratamientos aplicados. Marco de plantación 3x4 m.....	158
Tabla 28.	Resultado del análisis de varianza para el promedio anual de especies en los tres años de estudio, donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Marco 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	159
Tabla 29.	Resultado del análisis de varianza para el índice de Simpson ($1-\lambda$) anual, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	162
Tabla 30.	Resultado del análisis de varianza para el índice de Shannon anual, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	166
Tabla 31.	Resultado del análisis de varianza para el índice de equidad de Pielou, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.....	169
Tabla 32.	Índice de Jaccard (I_j) determinado para los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación establecidos, donde: a = especies presentes en las parcelas al inicio del ensayo (año 1995); b = especies presentes en las parcelas al final del ensayo (año 2005) y c = número de especies presentes en ambas situaciones.....	173
Tabla 33.	Índice de Jaccard (I_j) determinado para los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación establecidos, donde: a = especies presentes en las parcelas de pino; b = especies presentes en las parcelas de abedul y c = número de especies presentes en ambas parcelas.....	174
Tabla 34.	Índice de Magurran (β) determinado para los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación, donde: a = especies presentes en las parcelas de pino; b = especies presentes en las parcelas de abedul; c = número de especies presentes en ambas parcelas e I_j = índice de Jaccard.....	174

Tabla 35.	Complementariedad (C_{AB}) entre las parcelas bajo pino y abedul en los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación establecidos, donde: a = especies presentes en las parcelas de pino; b = especies presentes en las parcelas de abedul; c = número de especies presentes en ambas parcelas; S_{AB} = riqueza total para ambas parcelas; U_{AB} = número de especies únicas en cada tipo de parcela.....	176
Tabla 36.	Tratamientos seleccionados para la realización del balance de carbono.....	179
Tabla 37.	Valores de biomasa media para el año 2005, de las distintas fracciones (kg MS/pie), para cada ejemplar (árbol) de <i>Pinus radiata</i> D. Don y <i>Betula alba</i> L. establecidos a dos marcos de plantación para los tratamientos considerados (L: fertilización con lodo de industria láctea; M: fertilización mineral; NF: no fertilización; Dg: siembra de dactilo; Lp: siembra de raigrás) teniendo en cuenta su diámetro medio. Donde: BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas (pino); BH: biomasa de la hojas (abetul); Br: biomasa de la raíz.....	180
Tabla 38.	Biomasa total arbórea (t MS/ha) para los tratamientos considerados de <i>Pinus radiata</i> D. Don y <i>Betula alba</i> L. en los dos marcos de plantación (L: fertilización con lodo de industria láctea; M: fertilización mineral; NF: no fertilización; Dg: siembra de dactilo; Lp: siembra de raigrás) teniendo en cuenta su diámetro medio. Donde: BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas (pino); BH: biomasa de la hojas (abetul); Br: biomasa de la raíz.....	181
Tabla 39.	Carbono total en la masa arbórea (t C/ha) para los tratamientos considerados de <i>Pinus radiata</i> D. Don y <i>Betula alba</i> L. en los dos marcos de plantación (L: fertilización con lodo de industria láctea; M: fertilización mineral; NF: no fertilización; Dg: siembra de dactilo; Lp: siembra de raigrás) teniendo en cuenta su diámetro medio. Donde: BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas (pino); BH: biomasa de la hojas (abetul); Br: biomasa de la raíz.....	182
Tabla 40.	Contenido de carbono en acículas caídas al suelo durante el último año de estudio, en los dos marcos de plantación y para los tratamientos considerados: M: fertilización mineral, L: fertilización con lodo, Dg: siembra de dactilo y Lp: siembra de raigrás.....	184
Tabla 41.	Determinación del contenido de carbono en la parte aérea del estrato herbáceo (pasto + silo) necesario en función de la carga ganadera de cada tratamiento estudiado. Donde: Prod-pasto: producción de pasto en el año 2005; CG ₁ : carga ganadera determinada en función de la producción de pasto del año 2005; Prod-silo: producción de silo; Supf-ensilado: superficie destinada a ensilado; CG: carga ganadera general del sistema.....	192
Tabla 42.	Contenido de carbono (t/ha) en la parte radical de los distintos tratamientos estudiados.....	193
Tabla 43.	Carga ganadera estimada (año 2005) en las parcelas establecidas bajo cubierta de pino y abedul a marco de plantación 2x2 y 3x4. Donde: L: fertilización con lodo, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	195
Tabla 44.	Estimación de las emisiones de CH ₄ procedentes de la fermentación entérica (Efer) para cada uno de los tratamientos estudiados. Donde: CG: carga ganadera del sistema; F _{fer} : factor de emisión para el ganado ovino (IPCC; 1996); L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	196

Tabla 45.	Estimación de las emisiones de CH ₄ procedentes del manejo del estiércol (Eest) para cada uno de los tratamientos estudiados. Donde: CG. Carga ganadera del sistema; Fest: factor de emisión (IPCC; 1996); L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	197
Tabla 46.	Equivalente de CO ₂ procedentes del óxido nitroso (N ₂ O) para cada uno de los tratamientos evaluados y para los dos marcos de plantación (año 2005).....	198
Tabla 47.	Estimación de las emisiones directas de N ₂ O (kg/ha) procedentes de la utilización de fertilizante sintético y del uso del estiércol como fertilizante para cada uno de los tratamientos considerados. Donde: Fracc _{GASF} : fracción del total de nitrógeno del fertilizante sintético que se emite como NO _x + NH ₃ (kg N/ kg N), F _{sn} : fertilizante sintético utilizado, FE ₁ :factor de emisión directa; Nex: nitrógeno excretado por el ganado; Fracc _{GASM} :cantidad de NH ₃ -N + NO _x -N/kg del nitrógeno excretado por el ganado; FRAC _{PAST} : porcentaje de N en el estiércol correspondiente al pastoreo; FE: nitrógeno del estiércol utilizado como fertilizante; L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	201
Tabla 48.	Emisión de N ₂ O procedente del pastoreo de los animales en cada uno de los tratamientos establecidos. Nex: nitrógeno excretado por el ganado durante el pastoreo, Fracc _{PAST} = porcentaje del nitrógeno en el estiércol correspondiente al pastoreo de animales.....	202
Tabla 49.	Estimación de la emisión indirecta de N ₂ O (kg/ha año) procedente de la deposición atmosférica y de la lixiviación para cada uno de los tratamientos considerados. Donde: N _{FER} : Nitrógeno aplicado al realizar los tratamientos de fertilización; Nex: nitrógeno excretado por el ganado; F _{GASFS} : fracción del nitrógeno aplicado en el fertilizante que se volatiliza (kg NH ₃ -N + NO _x / kg del nitrógeno en el fertilizante sintético); Fracc _{GASM} : kg de NH ₃ -N + NO _x -N/kg del nitrógeno excretado por el ganado, FE ₄ : kg de N ₂ O-N por kg de NH ₃ – N y NO _x -N emitidos; Flix: fracción del nitrógeno lixiviado (kg de N/ kg N del fertilizante o del estiércol); FE ₅ : kg de N ₂ O-N por kg de lixiviación/escorrentía de nitrógeno emitidos, L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	203

INDICE DE FIGURAS

Introducción

Figura 1.	Comparación de la temporalización de las prácticas de manejo y obtención de beneficios en sistemas forestales, ganaderos y silvopastorales (establecido a 2500 y 833 pies/ha) (Fuente: Fernández-Núñez <i>et al.</i> , 2007).....	9
Figura 2.	Distribución de los árboles en un sistema silvopastoral, en la parte superior se representa la distribución de un sistema homogéneo con árboles aislados (parte izquierda) y árboles formando grupos (a la derecha), en la parte inferior un sistema con distribución de la cubierta arbolada en forma de cerca (a la izquierda) y un sistema en mosaico (a la derecha). (Fuente: Mosquera-Losada <i>et al.</i> , 2005).....	11
Figura 3.	Diagrama rango/abundancia (Grime, 1982).....	35

Material y Métodos

Figura 4.	Plano de localización del ensayo (E: 1:25000).....	48
Figura 5.	Vista aérea de la zona de ensayo. (Fuente: GoogleEarth).....	49
Figura 6.	Diagrama ombrotérmico de Gaussen (T = temperatura media mensual considerando una serie de 30 años, P = Precipitación media mensual considerando una serie de 30 años).....	51
Figura 7.	Diagrama bioclimático de la zona de estudio.....	55
Figura 8.	Esquema empleado para la determinación de la fijación de carbono en las diferentes partes del sistema considerado.....	70
Figura 9.	Sistema de manejo propuesto para la carga ganadera considerada.....	73

Resultados y Discusión

Figura 10.	Diagramas ombrotérmicos de los 11 primeros años de la experiencia, donde T: temperatura media mensual (°C), P: precipitación media mensual (mm). T30: temperatura media durante los últimos 30 años y P30: precipitación media durante los 30 últimos años. Los diagramas con recuadro más marcado se corresponden con los años de estudio.....	85
Figura 11.	Porcentaje de materia orgánica, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul). A marco de plantación 2x2 y 3x4 m.	87
Figura 12.	Contenido medio de materia orgánica en cada uno de los años de estudio y para las dos cubiertas arboladas establecidas a Marco 2x2. Letras diferentes indican diferencias significativas entre años.....	88
Figura 13.	Porcentaje de Nitrógeno, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m.....	92

Figura 14.	Interacción año*mezcla*especie forestal para los tres años de estudio y en las parcelas establecidas a marco de plantación 2x2 m. Donde: Dg: mezcla de dactilo y Lp: mezcla de raigrás.....	94
Figura 15.	Relación C/N, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	96
Figura 16.	pH en agua, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	101
Figura 17.	pH en CLK, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	103
Figura 18.	Crecimiento en altura de la especie <i>Pinus radiata</i> D. Don, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	106
Figura 19.	Efecto de la mezcla de siembra, durante los años 1995 y 2000, sobre el desarrollo en altura del <i>Pinus radiata</i> D. Don a marco de plantación 3x4 m.....	107
Figura 20.	Índice de sitio para la especie <i>Pinus radiata</i> D. Don obtenido para los diferentes tratamientos aplicados a marco 2x2 y 3x4 m.....	107
Figura 21.	Crecimiento en diámetro de la especie <i>Pinus radiata</i> D. Don, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	110
Figura 22.	Crecimiento en altura de la especie <i>Betula alba</i> L., en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	112
Figura 23.	Índice de sitio para la especie <i>Betula alba</i> L. obtenido para los diferentes tratamientos aplicados a marco 2x2 y 3x4 m.....	113
Figura 24.	Crecimiento en diámetro de la especie <i>Betula alba</i> L., en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	114

Figura 25.	Biomasa aérea anual en el piso inferior para los tres años de estudio, expresada en t MS/ha, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	117
Figura 26.	Efecto de la especie forestal sobre la biomasa aérea del sotobosque según el año de estudio (año*especie forestal) en cada marco de plantación estudiado (2x2 y 3x4 m).....	118
Figura 27.	Efecto del tratamiento de fertilización aplicado sobre la biomasa. Marcos 2x2 y 3x4 m.....	119
Figura 28.	Efecto de la mezcla de siembra sobre la biomasa (mezcla*año). Marco 3x4 m.....	119
Figura 29.	Variación de la biomasa de pasto, material senescente y acículas durante el año 1995, expresada en t MS/ha, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	122
Figura 30.	Variación de la biomasa de pasto, material senescente y acículas obtenida durante el año 2000, expresada en t MS/ha, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	125
Figura 31.	Variación de la biomasa de pasto, material senescente y acículas durante el año 2005, expresada en t MS/ha, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	127
Figura 32.	Variación del porcentaje de especies anuales y perennes en las parcelas estudiadas y en los tres periodos de estudio, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo, mineral y no fertilizados y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 m.....	138
Figura 33.	Variación del porcentaje de especies anuales y perennes en las parcelas estudiadas y en los tres periodos de estudio, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo, mineral y no fertilizados y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 3x4 m.....	140
Figura 34.	Composición florística para los años 1995, 2000 y 2005, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	145

Figura 35.	Composición botánica para los años 1995, 2000 y 2005, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	149
Figura 36.	Diagramas de abundancia correspondientes a los tres periodos de estudio (1995, 200, 2005) en las parcelas desarrolladas bajo cubierta de pino y abedul, establecidas con mezcla de dactilo (Dg) a marcos de plantación 2x2 y 3x4 m.....	153
Figura 37.	Diagramas de abundancia correspondientes a los tres periodos de estudio (1995, 2000, 2005) en las parcelas desarrolladas bajo cubierta de pino y abedul, establecidas con mezcla de raigrás (Lp) a marcos de plantación 2x2 y 3x4 m.....	154
Figura 38.	Variación del promedio anual de especies durante los tres años de estudio, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	161
Figura 39.	Índice de Simpson Anual ($1-\lambda$), para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	164
Figura 40.	Efecto del tratamiento de fertilización sobre el índice estructural de Simpson ($1-\lambda$) para los dos marcos de plantación establecidos, donde: L: fertilización con lodos, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	165
Figura 41.	Variación anual del Índice de Shannon para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	168
Figura 42.	Variación anual del índice de Pielou para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con <i>Pinus radiata</i> D. Don (Pino) y <i>Betula alba</i> L. (Abedul), a marco de plantación 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	171
Figura 43.	Esquema del contenido de carbono (t/ha) en las diferentes partes del estrato arbóreo para <i>Pinus radiata</i> D. Don. y <i>Betula alba</i> L. establecidos a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Donde: M: fertilización mineral, L: fertilización con lodo. NF: No fertilización.....	187
Figura 44.	Contenido de carbono en el suelo (año 2005), en t/ha, en las parcelas establecidas bajo cubierta de pino y abedul a marco de plantación 2x2 y 3x4. Donde: L: fertilización con lodo, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	190
Figura 45.	Contenido de carbono total (t C/ha) en el estrato herbáceo de los diferentes tratamientos evaluados establecidas bajo cubierta de pino y abedul a marco de plantación 2x2 y 3x4. Donde: L: fertilización con lodo, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.....	194

Figura 46.	Estimación del equivalente de emisiones de CO ₂ procedentes del manejo del ganado para los diferentes tratamientos estudiados. Marco 2x2 m.....	199
Figura 47.	Estimación del equivalente de emisiones de CO ₂ procedentes del manejo del ganado para los diferentes tratamientos estudiados. Marco 3x4 m.....	199
Figura 48.	Equivalente de CO ₂ (t/ha) de las emisiones de N ₂ O en suelo de las parcelas repobladas con <i>Pinus radiata</i> D. Don y <i>Betula alba</i> L. a marco 2x2 y 3x4, para los tratamientos de fertilización mineral (M), fertilización con lodo (L) y no fertilización (NF) en ambos espaciamientos del arbolado.....	205
Figura 49.	Balance del ciclo de carbono (t C/ha) en los sistemas establecidos bajo cubierta de pino, fertilizados con abono mineral (M) y lodo (L) y establecidos a marco de plantación 2x2 y 3x4.....	209
Figura 50.	Balance del ciclo de carbono (t C/ha) en los sistemas establecidos bajo cubierta de abedul, fertilizados con abono mineral (M) y lodo (L) y establecidos a marco de plantación 2x2 y 3x4.....	210
Figura 51.	Contribución al ciclo global de secuestro de carbono en el sistema de cada uno de los componentes estudiados en los tratamientos establecidos bajo cubierta de pino a marco 2x2 y 3x4.....	212
Figura 52.	Contribución al ciclo global de secuestro de carbono en el sistema de cada uno de los componentes estudiados en los tratamientos establecidos bajo cubierta de abedul a marco 2x2 y 3x4.....	213

I. Justificación y Objetivos

Justificación

Los beneficios de los sistemas silvopastorales son de tipo económico, medio ambiental y social, permitiendo un desarrollo sostenible del terreno forestal en muchos casos. La Agenda 21, documento elaborado en la Conferencia Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible organizada por Naciones Unidas en Río de Janeiro en 1992 y en el que se sientan las bases del Plan de acción que debe ser implementado a nivel global, nacional y local en cada área en la que el hombre produce un impacto en el medio ambiente, menciona los sistemas agroforestales o agroselvícolas (y por tanto los silvopastorales) como sistemas sostenibles de manejo a promover para luchar contra la deforestación, ordenar ecosistemas frágiles, promover el desarrollo sostenible de las zonas de montaña, fomentar la agricultura y el desarrollo rural sostenibles y conservar la diversidad biológica (Mosquera *et al.*, 2007). Más recientemente, el apoyo a la Agenda 21 se hace también explícito en la Declaración del Milenio (2000) y en la Cumbre de Johannesburgo (2002).

Sin embargo, el uso extensivo de los sistemas Agroforestales y Silvopastorales en Europa es reducido en áreas no pertenecientes a los Países Escandinavos y Mediterráneos. Este aspecto cambiará previsiblemente a corto plazo, ya que la última directriz sobre Desarrollo Rural de la UE establece que la implantación de sistemas silvopastorales debe ser apoyada con ayuda directa, al igual que la reforestación de tierras agrícolas (Regulación EC No 1698/2005 del 20 de Septiembre del 2005 relativa al desarrollo rural y elaborada por el Fondo Agrícola Europeo para el Desarrollo Rural (EAFRD)).

Entre los aspectos más importantes que los sistemas silvopastorales fomentan y, que se enmarcan dentro del plan de trabajo propuesto por la Agenda 21 y la Unión Europea, están el uso múltiple, la biodiversidad, la protección del medio ambiente, la protección de la salud y la mejora del paisaje.

Los sistemas silvopastorales pueden emplearse en áreas típicamente agrícolas o forestales. En el primer caso ayudarán a la extensificación de los sistemas exclusivamente agrícolas y ganaderos, subvencionada por las políticas agroambientales europeas, que promueven la reducción de la carga ganadera, del empleo de fertilizantes (limitando así el poder contaminante de los nitratos) y el incremento del uso eficiente de los recursos naturales (uso múltiple).

La superficie forestal arbolada en Europa se ha incrementado continuamente en los últimos años. En el caso de Galicia ésta ha aumentado de 1 a 1,6 millones de hectáreas en la última década (Rigueiro, 2000). Si se quiere producir madera gruesa de calidad en turnos reducidos es conveniente utilizar selviculturas de baja densidad o espaciamiento amplio (a veces con plantaciones iniciales densas y posteriores clareos y claras), lo que permitirá la entrada de luz al sotobosque con el consiguiente desarrollo de matorral que favorece los incendios forestales, a cuya prevención se destina una parte importante del presupuesto del gobierno gallego. Una solución viable es el establecimiento de pasto herbáceo bajo esa cubierta arbórea y permitir el pastoreo que evite una reinvasión de matorral.

Pinus radiata D. Don es una especie ampliamente empleada en Galicia en repoblaciones forestales en las últimas décadas y en especial en la provincia de Lugo en la que es la especie más empleada (Dans de Valle *et al.*, 1999). En las explotaciones forestales los costes de desbroce suponen una parte importante de los gastos de mantenimiento. Por otra parte, se trata de una especie utilizada extensamente en sistemas silvopastorales en zonas de clima similar al de Galicia (Rigueiro *et al.*, 2005), por lo que consideramos que estos sistemas se pueden potenciar en el futuro en nuestra región, debido a las ventajas económicas (incremento de la renta global y acortamiento del periodo de retorno de los beneficios de las inversiones, reducción de los costes de mantenimiento de las plantaciones), sociales (potenciación del uso recreativo del monte, turismo rural...) y ambientales (mejora de la diversidad biológica, reducción del riesgo de incendios...) que ofrecen. La evaluación del uso de especies forestales autóctonas frugales, como *Betula alba* L., empleada antaño en sistemas agroforestales en Galicia y con mayor potencial para la producción de pasto que el pino insignie (copas más claras) puede contribuir a mejorar la productividad de estos sistemas.

Galicia es una región en la que alrededor de dos tercios de su superficie está clasificada como forestal, si bien es el sector ganadero el que genera la mayor parte de la renta agraria, por lo que una combinación de ambos sectores podría significar un aumento de productividad y un mejor cuidado del medio ambiente (Fernández-Núñez, *et al.* 2007). De hecho, al tratarse de un sistema que utiliza más y mejor los recursos, la productividad es mayor que si se estableciesen sus componentes forestal y ganadero en unidades físicas separadas (Sharro, 1997; Fernández-Núñez *et al.*, 2007). El aumento de la productividad total con respecto a sistemas agrícolas o forestales se estima que

puede llegar hasta un 25 o un 50% en países como España, Francia, Estados Unidos y Reino Unido (Mosquera-Losada *et al.*, 2001; Fernández-Núñez *et al.*, 2007).

Desde un punto de vista ecológico los sistemas silvopastorales promueven la biodiversidad a través de la creación de áreas heterogéneas originadas por los animales (distribución de heces, selección del pasto...) y el arbolado (gradación de sombras). Pueden actuar como corredores ecológicos entre zonas forestales y agrícolas, reduciendo la fragmentación de hábitats e incrementando las áreas para las especies que se desarrollan en ellos, como las aves o insectos. Por otra parte, es importante recordar que Europa posee cerca del 50% de razas animales domésticas en peligro de extinción (FAO, 1998) y los sistemas silvopastorales son adecuados para preservar las razas autóctonas animales adaptadas a zonas marginales, en las que las razas ganaderas convencionales no se desarrollan bien. La protección del ambiente promueve a través de la regulación del ciclo hidrológico y la captura, por parte del arbolado, del nitrógeno, fósforo y otros nutrientes que no utiliza el pasto (reciclaje de nutrientes desde las capas más profundas del suelo a las más superficiales), que conlleva la mejora de la calidad del agua y del suelo. Con los sistemas silvopastorales también se produce un aumento en el secuestro de carbono en comparación con los sistemas exclusivamente agrícolas, lo que ayudaría a ralentizar el proceso de cambio climático. Este aumento del secuestro de carbono se sustenta en el hecho de que el volumen de suelo explorado por las raíces es mayor en el componente arbolado que en el herbáceo. La protección de la salud se alcanza a través de la reducción de los efectos de la polución. Por otro lado, el silvopastoralismo incrementa la belleza del paisaje y potencia su conservación y amenidad, favoreciendo el turismo, que asegura el uso social y recreativo del territorio rural (Rigueiro *et al.*, 2005).

La densidad del arbolado es un factor que modificará la relación productiva entre el componente forestal y el pascícola. El pasto de los sistemas silvopastorales necesita de cierta dosis de fertilización para su establecimiento y desarrollo. Los lodos de depuradoras industriales o urbanas pueden actuar como fertilizantes, lo que permite reciclarlos, reduciendo su acumulación en vertederos, con ventajas ambientales e incluso económicas (Mosquera *et al.*, 2001).

El trabajo que presentamos a continuación se ha realizado en un sistema silvopastoral establecido con *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. sobre terreno agrícola abandonado. Las dos cubiertas arboladas se han implantado a dos densidades de plantación (2500 pies/ha y 833 pies/ha) y sobre padrera artificial de dactilo o raigrás inglés en las cuales se ha aplicado fertilización con lodos de industria láctea y abono mineral utilizando una pradera control sin fertilizar.

Los objetivos que se han planteado fueron, evaluar después de 10 años de desarrollo del sistema, los efectos de dicho sistema sobre la fertilidad del suelo, la producción de pasto y el desarrollo del arbolado, la biodiversidad de plantas vasculares y adventicias y la capacidad de secuestro de carbono.

II. Introducción

1. INTRODUCCIÓN

La Comunidad Autónoma de Galicia tiene una extensión de 29.575 km² y cuenta con una población de 2.764.250 habitantes (año 2005). El territorio gallego se caracteriza por la existencia de una importante diversidad geográfica entre las zonas del interior, donde se sitúan las principales sierras, las mesetas y las depresiones, y la zona costera y de litoral. La mayor parte de la superficie se encuentra situada por debajo de los 600 m de altitud (69%). Presenta además, clima oceánico, con una temperatura media que se suaviza en las zonas de costa y goza de precipitaciones abundantes (Xunta de Galicia, 2007), encontrándose dentro de la región bioclimática atlántica (EEA, 2003).

Tanto el territorio, como la población, presentan un carácter marcadamente rural (de los 315 municipios existentes, 249 se consideran rurales) en comparación con el resto de España y Europa (INE, 2006). La densidad de población es muy diferente entre las provincias costeras y las del interior así, los únicos municipios que superan 100 hab/km² se localizan en A Coruña y Pontevedra mientras que, las provincias interiores de Lugo y Ourense tienen densidades de población muy reducidas siendo muy numerosos los municipios con menos de 25 hab/ km² (INE, 2006).

La estructura productiva de la economía gallega muestra un importante peso del sector primario y una baja integración del sector servicios (Xunta de Galicia, 2007). El sector agrario desempeña un importante papel en la realidad socioeconómica de Galicia. La principal actividad de este sector es la ganadería (61% de la producción agraria) y dentro de ella, destaca el subsector bovino (43% de la producción agraria) mientras que el subsector porcino se caracteriza por la convivencia de la producción familiar e industrial y, el sector caprino y ovino, pese a las excelentes condiciones que reúne una gran parte del territorio gallego, es en la mayoría de los casos una fuente de ingresos complementaria o de autoconsumo (Xunta de Galicia, 2007).

Por otro lado, el espacio forestal gallego, según datos de la Consellería do Medio Rural, abarca el 68,96% de la superficie geográfica total (69,4% según el III IFN, 1998) representando el 10,72% de la superficie forestal española (INE, 2002) lo cual muestra la extraordinaria relevancia y dimensión de este sector en Galicia, siendo la producción maderera el principal aprovechamiento, señalar que Galicia aporta el 50% de los productos forestales de España (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b). La mayor parte de esta superficie (32,18%) se concentra en la provincia de Lugo. Esta superficie se encuentra prácticamente en su totalidad (98%) en manos privadas bien, en particulares (68%) o bien, en manos de comunidades de montes vecinales en mano común (MVMC)

(30%). En el caso de las primeras, la superficie media es inferior a 2 ha y, normalmente divididas en varias parcelas mientras que, en el caso de los MVMC la superficie media es de 230 ha (Xunta de Galicia, 2007). En la actualidad, dichos montes se encuentran en situación de abandono e infravalorados y por su dimensión podrían ser una fuente de riqueza y de aprovechamiento multifuncional y acoger unidades de producción viables representando la base territorial idónea para iniciar proyectos silvopastorales (Xunta de Galicia, 2006). Recientemente, el gobierno gallego (Orden de 12 de Julio de 2007) ha establecido las bases reguladoras de las ayudas para programas de valorización integral y promoción de la multifuncionalidad del monte gallego. Estas iniciativas tienen como objetivo obtener un mejor aprovechamiento de los recursos del monte así como la ordenación de los distintos usos y la promoción de acciones colectivas en este marco y en el de la prevención de incendios forestales como medida complementaria de protección. En este apartado las ayudas podrán llegar al 60% en zonas desfavorecidas o incluidas en la Red Natura 2000 y al 50% en el resto de las zonas, sin superar el importe máximo de 120.000 € por proyecto indicando que se podrán subvencionar entre otras, las inversiones en proyectos silvopastorales incluyendo, dentro de estas inversiones, aquellas relacionadas con la mejora de la estructura de la masa arbórea para su aprovechamiento por pastoreo bajo arbolado, la instalación de cierres perimetrales para el manejo del ganado y protección de las repoblaciones, bebederos y balsas de agua con capacidad y diseño tal que puedan ser utilizadas como puntos de agua para la extinción de incendios forestales, la realización de desbroces y quemas controladas y la realización de plantaciones a densidad adecuada para la que éstas sean compatibles con las producciones permitiendo el control del matorral mediante el pastoreo. Como vemos, se ha iniciado la potenciación de los sistemas agroforestales en Galicia a través de diferentes subvenciones y medidas de tipo político.

2. Los sistemas silvopastorales

La agroselvicultura es una práctica ancestral en todo el mundo que consiste en la combinación de un componente leñoso (árboles o arbustos) con cultivos y/o animales en la misma unidad de gestión de tierra, estableciéndose entre los componentes interacciones tanto ecológicas como económicas (Nair, 1989; Mosquera-Losada *et al.* 2007).

El estrato arbóreo del sistema desempeña una serie de funciones entre las que destacan producción de madera o proporcionar alimento (fresco o conservado) para el

ganado. Si se emplean árboles de la familia de las leguminosas, que fijan nitrógeno atmosférico, permite reducir los insumos de fertilización, mejorando la producción forrajera y, por tanto la productividad animal (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2005a). Con el objeto de que este componente arbolado fomente la producción del cultivo que se desarrolla bajo él, es conveniente que reúna una serie de características como son una buena dominancia apical, buena poda natural o tolerar podas intensas (Beaton *et al.*, 2000), relación diámetro de copa/diámetro del tronco baja, copa clara que deje pasar la luz al suelo y no intercepte la lluvia en elevadas proporciones; un sistema radical capaz de explorar horizontes profundos del suelo para disminuir la competencia con el estrato arbustivo y herbáceo obteniéndose así una mayor productividad de los componentes arbóreos y forrajeros y, debe ser compatible con el tipo de ganado introducido en el sistema (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2005a).

El ganado empleado será a su vez capaz de alimentarse de la vegetación que se desarrolla en el sotobosque (Silva-Pando, 1988; Rigueiro-Rodríguez, 1997, 1999, 2000) y compatible con el arbolado. Cabras y caballos, especialmente sus razas rústicas, son adecuados para controlar el combustible vegetal leñoso vivo del sotobosque disminuyendo el riesgo de incendios (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2005a), mientras que ovejas y vacas consumen bien el pasto herbáceo introduciéndose en el sistema cuando el sotobosque se encespeda debido al pastoreo previo de cabras y caballos o cuando establecemos un pastizal artificial bajo repoblación (Rigueiro- Rodríguez, 1992).

2.1 Productividad de los sistemas silvopastorales

La productividad de los sistemas silvopastorales viene dada, sobre todo, por la multiplicidad de los productos obtenidos así, a partir de la misma área se obtienen madera, alimentos, carne, leche, lana, forraje, leña, miel, productos medicinales y farmacéuticos, cestería, resina, flores, bellotas, etc. (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2005a), aspectos que son potenciados por la Estrategia Forestal Española para los terrenos forestales. Son sistemas de una gran importancia ecológica, que realizan funciones no productivas de gran interés como son la prevención de la erosión eólica e hídrica y los incendios forestales, mejoran el microclima, la fertilidad del suelo y la calidad paisajística, crean hábitats para la flora y la fauna autóctonas, favorecen el uso recreativo de los ecosistemas forestales, aumentan la biodiversidad y reducen la contaminación ambiental (McAdam, 2000; Sinclair, 1999, Sinclair *et al.*, 2000; McAdam *et al.*, 2007; Rigueiro *et al.*, 2007).

La producción de un sistema silvopastoral depende de la edad, de la especie forestal y de la densidad de arbolado establecida de manera que, cuando los árboles son jóvenes, la producción de pasto no se ve limitada por la competencia ejercida por la cubierta arbolada independientemente de que ésta este constituida por coníferas o frondosas. A medida que el crecimiento de los árboles aumenta el efecto producido por estos sobre la producción de pasto también lo hace, de manera que esta última se va reduciendo (Mosquera-Losada *et al.*, 2005, 2006; Peri *et al.*, 2005, 2007; Fernández-Núñez, 2006). Por todo ello, la elección adecuada de la densidad de plantación a la cual se establece el sistema silvopastoral así como de la especie arbórea implantada permite obtener un mayor rendimiento económico en comparación con los sistemas exclusivamente forestales o ganaderos (Fernández-Núñez *et al.*, 2007), en la Figura 1 se muestran los beneficios que pueden derivarse de distintos tipos de aprovechamiento de la tierra así, en el caso del sistema forestal los beneficios económicos se encontrarían en determinados momentos de la vida de la masa (podas-claras-corta final) mientras que en un sistema ganadero los beneficios económicos se obtendrían a lo largo de todo el periodo de estudio y finalmente, el sistema silvopastoral permitiría la obtención de productos derivados de la ganadería durante los primeros años de vida de la masa forestal (7 años en el caso de sistemas establecidos a elevada densidades de plantación y 10 años en densidades inferiores) y beneficios derivados del aprovechamiento forestal. En este trabajo se pretende cuantificar la productividad a diferentes densidades de plantación y con diferentes especies forestales, lo que servirá como base para cuantificar de forma real el rendimiento económico de estos sistemas.

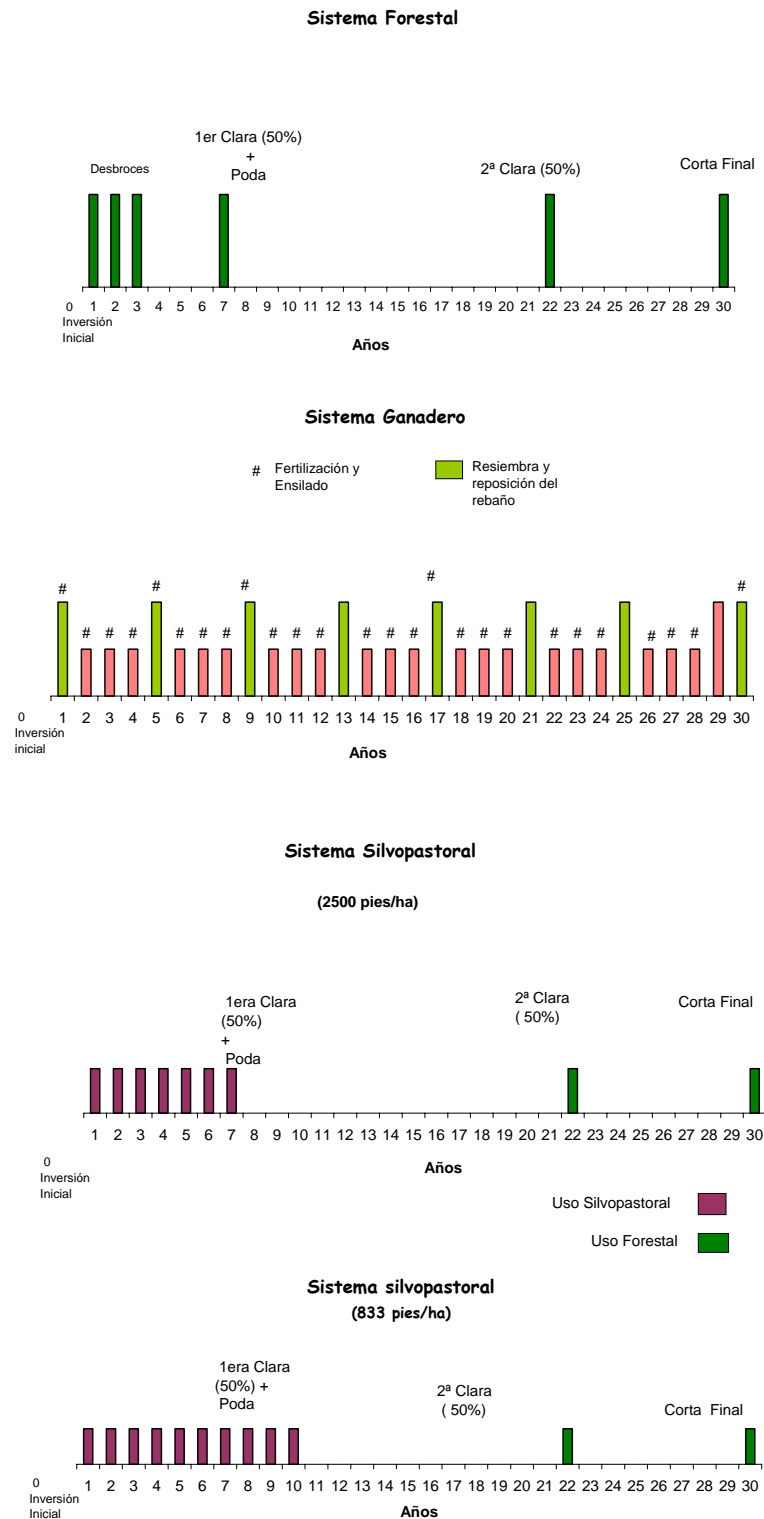


Figura 1. Comparación de la temporalización de las prácticas de manejo y obtención de beneficios en sistemas forestales, ganaderos y silvopastorales (establecido a 2500 y 833 pies/ha) (Fuente: Fernández-Núñez *et al.*, 2007).

Señalar además que, en los primeros años de implantación del sistema silvopastoral hemos de tener en cuenta por un lado, que se establecen relaciones de

competencia entre las especies arbóreas y herbáceas que hacen que sea necesario realizar un seguimiento del crecimiento de ambos componentes del sistema para que se produzca el mínimo número de marras y la mínima reducción del crecimiento forestal (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000). Por otro lado, el pastoreo con animales durante estos años puede disminuir considerablemente la vitalidad del sistema, por eso se deben tener en cuenta aspectos como la edad adecuada de la plantación para la entrada del ganado, tipo de animal y carga ganadera (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000). Una vez que el arbolado alcanza un determinado desarrollo, su crecimiento en altura y diámetro no se verán afectados por el hecho de introducir ganado en el sistema, el cual realizará el aprovechamiento del pasto (Mosquera-Losada *et al.*, 2005).

2.2 Los sistemas silvopastorales: densidad y especie forestal

La densidad y la especie forestal elegida a la hora de establecer un sistema silvopastoral provocará una serie de efectos, positivos o negativos, sobre la producción de pasto obtenida en el sistema (Mosquera-Losada *et al.*, 2005). La diferencia principal en el manejo y la producción de pasto entre un sistema silvopastoral y un sistema agrícola es la interacción del componente agrícola con la cubierta arbolada ya que, ésta modificará la calidad y cantidad de luz que llega al suelo a medida que se va desarrollando el componente arbolado. Esta modificación va a depender de la forma de la copa, la distribución de las ramas, su forma y del tamaño de las hojas (Mosquera-Losada *et al.*, 2005). Estudios realizados en la zona atlántica europea señalan que cuando el porcentaje de luz interceptado por la cubierta arbolada supera el 55% entonces la producción de pasto se ve seriamente limitada (Dodd *et al.*, 1972, Sibbald, 1994). Por otro lado, la cubierta arbolada establecida también modificará la temperatura y la cantidad de agua disponible para el pasto (Gómez-Gutierrez, 1992; Sibbald, 1996). Generalmente, esto dependerá de la densidad de plantación pero también de la capacidad de crecimiento de la cubierta arbolada ya que, la copa de los árboles se desarrollará más cuando crece a bajas densidades de plantación y sin la competencia de otros árboles (Mosquera-Losada *et al.*, 2005). Se sabe que *Eucalytus globulus* Labill. permite una mayor entrada de luz en el sistema que por ejemplo *Pinus pinaster* Ait. y que ambas especies permiten una mayor entrada en comparación que *Pinus sylvestris* (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 1998). Por otro lado, el hecho de que las especie forestal presente hojas caducas o perennes tendrá un efecto diferente sobre la producción de pasto (Papanastasis, 2004) así, aquellas especies arbóreas de tipo caducifolio tendrán un

efecto negativo o positivo sobre el ciclo de nutrientes del suelo y producción de pasto dependiendo de la tasa de mineralización, ya que esta se reduce generalmente cuando una parte importante de la luz es interceptada por la cubierta arbolada y, es previsible que también afecte a la fauna del suelo (Mosquera-Losada *et al.*, 2005).

Por otro lado, la distribución del árbol en los sistemas silvopastorales puede ser homogénea (los árboles solos o agrupados), en línea (setos vivos, sistemas riparios) o en mosaico (Figura 2). En comparación con una distribución homogénea, la distribución lineal bordeando las parcelas reduce al mínimo la competencia entre el pasto y el árbol. La intensidad de esta interacción depende principalmente de la densidad y de la edad del árbol. Los árboles se pueden también distribuir homogéneamente en grupos, como ocurren con los sistemas silvopastorales del *Ilex aquifolium* L. (García-González y Contreras-Olalla, 1998), las principales producciones en este tipo de sistemas son la producción animal y el follaje para uso estacional. Por otro lado, en el caso de los sistemas silvopastorales establecidos con árboles bordeando las parcelas éstos se pueden utilizar como protección contra el viento o nieve, en este caso se reduce al mínimo la interacción árbol-pasto y la producción de pasto se maximiza en la parte interna del sistema, dependiendo del tamaño del árbol y de la superficie del sistema (Mosquera-Losada *et al.*, 2005).

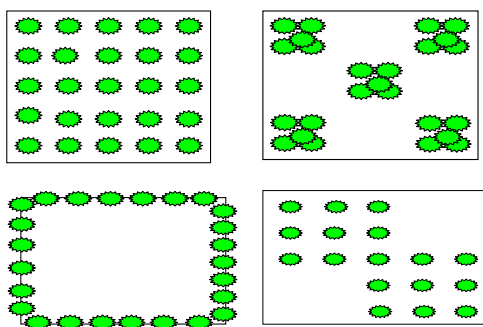


Figura 2. Distribución de los árboles en un sistema silvopastoral, en la parte superior se representa la distribución de un sistema homogéneo con árboles aislados (parte izquierda) y árboles formando grupos (a la derecha), en la parte inferior un sistema con distribución de la cubierta arbolada en forma de cerca (a la izquierda) y un sistema en mosaico (a la derecha). (Fuente: Mosquera-Losada *et al.*, 2005).

Dentro de un sistema silvopastoral, la densidad de la cubierta arbolada establecida es un factor muy importante y su elección va a depender del objetivo productivo que se quiere obtener así, con densidades altas se potenciará la producción de volumen pero proporcionarán tamaños de árbol individuales más pequeños que con densidades bajas. En ambos casos, los sistemas silvopastorales se pueden utilizar para

aumentar el beneficio a corto plazo de la producción animal en comparación con los sistemas exclusivamente forestales. La implementación de los sistemas silvopastorales puede reducir también el coste de las claras, facilitar la poda, a la vez que reducen el riesgo de incendios (Mosquera-Losada *et al.*, 2005). Ejemplos de esto pueden ser el manejo de *Pinus radiata* a densidades de 2500 pies/ha realizado en el norte de España durante el siglo XX para producir el madera de trituración o el *Eucalyptus globulus* establecido a 1700 pies/ha (González-Río, 1997).

Una vez que se ha decidido la densidad inicial la producción pasto vendrá determinada por la edad de la plantación, la realización de podas y claras (Sibbald *et al.*, 1991). La mayor parte de los sistemas silvopastoral usados en Europa están constituidos por árboles que llegan a alcanzar los 100 años en el momento de la corta (entre 80-120 años por término medio) o incluso milenios como es el caso de las encinas y alcornoques en las dehesas. En este último caso los pies han alcanzado, en muchos casos, la edad de madurez de manera que el efecto de la cubierta arbolada sobre la producción de pasto se prevé no cambie durante largo tiempo (Moreno *et al.*, 2007) Sin embargo, en otros casos los sistemas se establecen con cubiertas arboladas cuyo turno se reduce a 15 años o menos, como es el caso del eucalipto y el chopo o, a 25-30 años como el pino insignis. Generalmente, las plantaciones jóvenes tienen poco efecto en la producción del pasto, pero a medida que el árbol crece su efecto sobre el pasto se incrementará, este efecto en algunos casos puede ser negativo o positivo, por ejemplo, el establecimiento de una cubierta arbolada de *Pinus radiata* o *Pinus pinaster* puede tener un efecto negativo sobre la producción de pasto debido a la mayor interceptación de la luz por parte de la cubierta arbolada en comparación con las densidades de plantación menores.

Otras especies como la empleada en este estudio *Betula alba* L. con un turno de 45 años presentan un efecto sobre la producción de pasto diferente al pino ya que su crecimiento es más lento Esta especie caducifolia favorece el reciclaje de nutrientes, actuando como una bomba de nutrientes del estrato inferior del suelo al superior permitiendo su uso por el pasto. Además, el hecho de que sea una especie caducifolia hace que la producción de pasto se vea menos limitada por falta de luz que en el caso de *Pinus radiata* D. Don en el período de otoño.

2.3 Los sistemas silvopastorales y su efecto en el suelo

El efecto de los sistemas silvopastorales sobre el suelo dependerá de factores como la especie forestal, la densidad de plantación, el tipo de animal y la carga ganadera. El efecto provocado por las especies forestales sobre el pH del suelo es muy diferente si comparamos las coníferas con las frondosas así, en el caso de las coníferas de crecimiento rápido su desarrollo provoca un efecto acidificante del suelo ya que, las extracciones de nutrientes realizadas por este tipo de especies es mayor que en el caso de las frondosas (exceptuando el eucalipto) debido, por una parte a que se trata de especies de crecimiento rápido y por otro parte a que son especies de hoja perenne por lo que la reposición de nutrientes al suelo se reduce considerablemente en comparación con las frondosas normalmente especies de crecimiento más lento y sobre todo si son de hoja caduca (Mosquera-Losada *et al.* 2006; Moreno *et al.*, 2007). Por otro lado, esta reducción del pH en el caso de las coníferas (Mosquera-Losada *et al.*, 2006) también se ve favorecida por la densidad de plantación establecida ya que, en el caso de sistemas silvopastorales establecidos a densidades elevadas, la tangencia de copas se alcanza antes que en el caso de las densidades reducidas provocando una disminución importante de la radiación que llega al suelo ralentizándose los procesos biológicos de mineralización de la materia orgánica y una mayor caída de acículas al suelo las cuales tienen efecto acidificante (Mosquera-Losada *et al.*, 2006).

Señalar además que, los sistemas silvopastorales creados sobre a partir de tierras agrícolas abandonadas, en general suelen establecerse en suelos con buenos niveles de fertilidad, pero precisan ser fertilizados sobre todo con nitrógeno, fósforo y potasio, para que así el suelo recupere los nutrientes perdidos y las especies herbáceas persistan frente a las arbustivas (Mosquera-Losada *et al.*, 2005). Esto hace que se genere un tapiz de mayor calidad que el arbustivo y que es aprovechado por el ganado para su alimentación, disminuyendo así el riesgo de incendios. En relación al tipo de animal y la carga ganadera se sabe que cuando la vegetación del sotobosque cubre el suelo en una fracción inferior al 90% y la pendiente del terreno supera el 20-30% el peligro de erosión se acentúa con el pisoteo del ganado, sobre todo si son cabras, ya que éstas ejercen una importante presión con sus pezuñas sobre el suelo (Mosquera-Losada *et al.*, 2001). Hemos de tener en cuenta además que, la compactación del terreno debida al pisoteo del ganado tiene inconvenientes como son la menor aireación del suelo, la reducción de la capacidad de infiltración del agua, la dificultad para el desarrollo de las raíces y para la regeneración natural de algunas especies arbóreas.

Por lo tanto, es necesario un buen planteamiento inicial de los sistemas silvopastorales que mejoren, en la medida de lo posible, la fertilidad edáfica y que limiten los efectos negativos del pisoteo con respecto a la erosión edáfica, éstos mejoran la conservación del medio ambiente y, reducen de forma importante el riesgo de incendios, ya que el ganado se alimenta del pasto natural del sotobosque, reduciendo así la cantidad de combustible vegetal existente en el mismo (Rigueiro *et al.*, 2001).

3. SUPERFICIE FORESTAL EN GALICIA

La superficie forestal de Galicia representa el 69,4 % de la superficie de la región siendo más del 50 % terreno arbolado (III IFN, 1998). En términos comparativos, es la región española más densamente arbolada, constituyendo el monte gallego un 8 % de las masas arbóreas del país (III IFN, 1998). Dentro del contexto comunitario, tan sólo Suecia y Finlandia sobrepasan el porcentaje de superficie forestal de esta comunidad española (UNECE/ FAO, 2000). Hoy en día en el territorio gallego nos encontramos con un paisaje netamente forestal comparable al existente en otros países europeos de amplia tradición forestal, en el que predominan especies de crecimiento rápido destinadas a la producción industrial de madera (Marey *et al.*, 2004). Las especies arbóreas con mayor presencia en Galicia son: *Pinus pinaster* Ait (390.000 ha), *Quercus robur* L. (195.000 ha), *Eucalyptus globulus* Labill (159.000 ha), *Quercus pyrenaica* Willd (101.000 ha), *Pinus sylvestris* L. (64.000 ha) y *Pinus radiata* D. Don (60.000 ha) (III IFN, 1998).

La importancia del territorio forestal en Galicia y el empleo de especies exóticas en repoblación como *Pinus radiata* D. Don nos llevó a iniciar el estudio de sistemas silvopastorales con esta especie en aspectos relacionados con la productividad y el medio ambiente (biodiversidad, secuestro de carbono...) y compararlos con especies autóctonas como el abedul.

3.1 El *Pinus radiata* D. Don en Galicia

El *Pinus radiata* D. Don es una especie cuyo porte varía según la espesura en que se haya desarrollado de manera que, en densidades normales como en las repoblaciones artificiales, forma durante 40 ó 50 años, copas estrechas y puntiagudas que dan a sus masas la silueta de abetales de picea, luego dejan de crecer en altura y tienden a aplanarse, si el sitio es resguardado y de suelo profundo, la altura de los pies dominantes puede llegar a 40 m, pero en los sitios peores, más expuestos o de suelo

superficial, no pasan de 10 m (Dans del Valle *et al.*, 1999). Es muy rara la presencia de diámetros superiores al metro debido a la corta vida de este árbol que no suele durar más de 100 años en sus bosques naturales (Dans del Valle *et al.*, 1999).

Pinus radiata D. Don es una especie forestal originaria de la costa noreste americana que se ha extendido de forma notable al resto del mundo, siendo especialmente importantes las masas de Nueva Zelanda o Chile (Dans del Valle *et al.*, 1999). La evolución del *Pinus radiata* D. Don en Galicia presenta notables variaciones, ya que la superficie ocupada por esta especie ha variado a lo largo de los años, desde que se inició su expansión en Galicia al inicio del siglo pasado, expansión que se vio limitada por la aparición de numerosas enfermedades (Dans del Valle *et al.*, 1999)

En el año 1950 el pino insignis es introducido en las provincias de Lugo y A Coruña a través de los trabajos del Patrimonio Forestal del Estado, que con posterioridad fueron continuados por el ICONA.

El III IFN señala que Galicia cuenta con 89.915 ha arboladas de pino insigne con fracción de cabida cubierta superior al 20% si bien, se reconoce que únicamente 59.198 ha revisten cierta entidad superficial, donde la especie es dominante.

Hoy en día, el *Pinus radiata* D. Don es una de las especies de mayor importancia en Galicia, muy por detrás del *Eucalyptus globulus* Labill. y del *Pinus pinaster* Ait, tanto por su extensión superficial como por el volumen de cortas de madera que genera su aprovechamiento. Las existencias totales de madera en Galicia se encuentran entorno a 135.253.945 m³ con corteza (III IFN, 1998), de las cuales un 63,7% corresponden a *Pinus pinaster* Ait. y *Eucalyptus* spp., seguido de *Quercus robur* L. con un 12,8% y *Pinus radiata* D. Don con un 6,2%.

En la provincia de Lugo, la superficie forestal ocupa el 67,72% de la superficie total siendo un 42,75% monte arbolado. La especie *Pinus radiata* D. Don ocupa en esta provincia una superficie cifrada en 43.422 ha y sus existencias totales casi superan los 6 millones de m³ con corteza. Si comparamos estas cifras con las reflejadas para la especie *Pinus pinaster* Ait. cuya superficie se estima en 127.108 ha y sus existencias en 10,6 millones de m³ con corteza, vemos como el pino insignis, aunque con menor superficie presenta un volumen de existencias mucho mayor que pinaster.

Una gran parte de los propietarios forestales se sienten inclinados a elegir esta especie como medio de reforestar tierras agrarias, debido al crecimiento moderadamente rápido de la especie y a la versatilidad de su madera, apta para distintos usos industriales. El programa de forestación de tierras agrarias comenzó en Galicia en

Noviembre de 1993 a través de los Reglamentos (CEE) nº 2080/1992, nº 1257/1999 y de las sucesivas órdenes de la Xunta de Galicia. Durante los años sucesivos fueron muchas las hectáreas de superficie de terrenos con un anterior uso agrícola las que se transformaron en plantaciones forestales de *Eucalyptus* spp. y especies de pinos (*Pinus pinaster* Ait y *Pinus radiata* D. Don, principalmente). En concreto, desde 1993 hasta 2000 se han repoblado 62885 ha principalmente de estas tres especies forestales (Pérez-Cruzado *et al.* 2006).

3.2 *Betula alba* L. en Galicia

El abedul es una especie que puede superar los 20 m de altura y su diámetro normal alcanzar los 50 cm o más. Esta caducifolia se caracteriza por tolerar suelos de elevada acidez, pobres en nutrientes e incluso con encharcamiento estacional (Villarino-Urtiaga, 1983). Especie de luz que no soporta la sombra para su regeneración se ve favorecida por las elevadas densidades de plantación las cuales, favorecen la poda natural pero debe ser objeto de tratamientos precoces de clareos para obtener un buen desarrollo de la copa tanto en altura como en anchura y, alcanzar una buena velocidad de crecimiento en diámetro del tronco (Villarino-Urtiaga, 2004). Especie a la que se le atribuye un gran valor como mejoradora del suelo por lo que, en algunos países se utiliza como acompañante para el establecimiento de otras especies. Su valor paisajístico es importante por el verde claro de sus hojas y el blanco de su tronco empleándose habitualmente en jardinería.

Los datos obtenidos en el III IFN señalan una presencia destacada del abedul en Galicia, con una tendencia a incrementar sus efectivos lo que hace que sea de esperar que en el futuro, dicha especie tenga una importante industria forestal (Villarino-Urtiaga, 2004). El volumen maderable de *Betula* spp. en Galicia es de alrededor de 3,5 millones de m³ con corteza (III IFN, 1998), destacando sobre todo la provincia de Lugo con 2 millones de m³ cc correspondiéndose dicha cifra con un 66% de la producción de madera (m³ cc) siguiendo en orden de importancia Ourense con un 13%, A Coruña 11% y finalmente Pontevedra con el 10%. La estimación de árboles con tamaño óptimo para la corta final, es decir, aquellos con un diámetro normal superior a 30 cm, es de unos 830.000 pies en toda Galicia lo que equivale a 3.300 ha de masa forestal y a unas existencias aproximadas de 438.00 m³ con corteza (Villarino-Urtiaga, 2004).

4. FERTILIZACIÓN

La fertilización es una práctica de manejo ligada al aumento de productividad que provoca del estrato aéreo (pasto o arbolado) el incremento edáfico de nutrientes. La fertilización forestal suele utilizarse en los primeros estadios de la vida de la masa ya que suele mejorar el desarrollo inicial de la masa y su crecimiento, sobre todo si no hay competencia con otros componentes. A medida que avanza la vida de la masa, se convierte en una operación no rentable, y por lo tanto no se suele realizar. Esto no quiere decir que no exista incremento en el crecimiento forestal al mejorar la fertilidad edáfica, lo que si podemos obtener cuando fertilizamos el componente herbáceo en sistemas agroforestales.

La fertilización en los sistemas silvopastorales es una forma de incrementar la producción de pasto que puede favorecer a las especies herbáceas en su competencia con las arbóreas en los primeros estadios no obstante, deben potenciarse estrategias de fertilización que favorezcan el crecimiento conjunto del pasto y el arbolado (Mosquera-Losada *et al.* 2006; Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000). La fertilización se puede aplicar de forma orgánica e inorgánica. El fertilizante orgánico es toda sustancia de origen animal, vegetal o mixto que se añade al suelo para mejorar su fertilidad, mientras que un fertilizante mineral es una sustancia de origen artificial, formada a partir de la unión de diversos elementos químicos en laboratorio.

El efecto de la fertilización con abonos inorgánicos sobre la producción de pasto ha sido extensamente estudiado en Galicia, siendo más recientes los estudios del efecto de la fertilización orgánica sobre la producción agroforestal (Mosquera-Losada *et al.*, 1996, 1999; López-Díaz *et al.*, 2001; López-Mosquera *et al.*, 2000). Los fertilizantes orgánicos más ampliamente evaluados por su capacidad fertilizante son los abonos producidos dentro de la explotación (purín) y los producidos fuera de la misma (lodos de depuradora urbana y lodos de lechería).

4.1 Fertilización Nitrogenada y la producción de pasto

Cuando la concentración de nitrógeno asimilable en suelo es insuficiente para que la planta se desarrolle con normalidad, la aplicación de fertilizantes nitrogenados es la forma más sencilla para que el agricultor incremente su producción de pasto (Mosquera-Losada *et al.*, 1999).

La mayor parte del nitrógeno aplicado con los fertilizantes está en forma nítrica o amoniacal, o se convierte pronto en una de estas dos formas, que son muy solubles.

La fertilización nitrogenada estimula el crecimiento del tejido nuevo con alto contenido proteico y bajo contenido de pared celular y lignina, aumentando la digestibilidad de la materia seca de las hojas y del pasto. Por otro lado, las aplicaciones altas de nitrógeno hacen que la planta se desarrolle con mayor rapidez alcanzando antes el periodo de floración, con el consiguiente desarrollo de tallos y reducción de la digestibilidad.

Las condiciones meteorológicas de la zona influyen en la respuesta del pasto a la fertilización nitrogenada. La aplicación de ésta a principios de año es muy importante, ya que si se realiza de forma temprana puede producirse un lavado del nitrógeno, y si la aplicación es tardía la producción de pasto puede verse limitada (Mosquera *et al.*, 1999). En Galicia, la mejor época de aplicación de la fertilización nitrogenada en praderas de gramíneas en zonas costeras, es la indicada por el método T-ACUM (Mosquera *et al.*, 1996), este índice define T-ACUM como la suma de la temperatura media diaria por encima de los 0°C, desde el día 1 de enero hasta alcanzar los 200°C.

Según diferentes estudios, la producción de gramíneas en los pastos aumenta de forma lineal con la cantidad de nitrógeno aplicado hasta llegar a un límite que en Galicia se fijó en 200 kg/ha año de nitrógeno (González, 1986). Por otro lado, para una misma dosis de nitrógeno, en praderas sembradas únicamente con gramíneas se registra una menor producción en comparación con praderas en las que se siembran gramíneas y leguminosas (González, 1986). Así mismo, en praderas mixtas con una elevada presencia de trébol se obtiene una mayor producción ha finales de primavera con respecto a las praderas de gramíneas fertilizadas con nitrógeno (González, 1986).

Por otra parte, existe un efecto negativo de la fertilización nitrogenada sobre el contenido de trébol, dosis anuales de 120 kg/ha son las que originan mayores producciones con menor efecto depresivo sobre las leguminosas (Rodríguez y Domingo, 1987).

En Galicia, González (1992) obtuvo que la aplicación de nitrógeno con dosis superiores a 100 kg/ha y año reduce el contenido de trébol en la pradera mientras que con dosis superiores a 50 kg/ha y año aumenta significativamente el porcentaje de gramíneas. Este mismo autor determina que en zonas costeras gallegas, una pradera con un contenido en trébol de alrededor del 30% aporta al suelo unos 200 kg de N/ ha y año.

4.2 Fertilización Fosfórica

Esta fertilización deberá dotar al suelo de la concentración adecuada de fósforo para atender la demanda de los distintos cultivos. Antes de aplicar este tipo de fertilización será necesario realizar enmiendas calizas, ya que si el porcentaje de saturación del aluminio en el suelo es elevado, este elemento lo fija y evita que este disponible para las plantas. Se ha comprobado que las leguminosas dependen más directamente de los fertilizantes fosfóricos que las gramíneas.

Estudios realizados en Galicia han llegado a la conclusión de que la fertilización fosfórica se hace fundamentalmente para mejorar la producción del pasto natural (Gómez-Sempere *et al.*, 1981). Por otro lado, se ha determinado que para poder incrementar la producción de pasto en una pradera, el aumento de la dosis de fósforo tiene poco efecto si no lleva consigo un aporte paralelo de nitrógeno (Davison *et al.*, 1989). Las recomendaciones de abonos fosfóricos en Galicia, en praderas destinadas a pastoreo de los sistemas lecheros, son de 180 kg/ha de P_2O_5 en el momento de la siembra, hasta llegar a los 50 kg de P_2O_5 / ha y año (Xunta de Galicia, 1989).

4.3 Fertilización Potásica

En los últimos años, la fertilización potásica ha adquirido importancia debido a la relación del potasio con la producción de trébol, género indispensable en las explotaciones ganaderas de carácter extensivo en las que la aplicación de fertilizantes se debe reducir al máximo por motivos económicos y ecológicos (Frame *et al.*, 1992).

Estudios realizados con anterioridad concluyen que la fertilización potásica proporciona un nivel adecuado de leguminosas en el pasto mejorando así la calidad nutritiva del mismo, mantiene una producción más uniforme a lo largo del año y minimiza la dependencia de la fertilización nitrogenada (Mosquera y González, 1992). Por otro lado, la relación de los fertilizantes potásicos con la producción y la composición botánica del pasto va a depender de las dosis de nitrógeno empleadas, debido a la interacción que se produce entre el nivel de nitrógeno, potasio y el contenido en trébol (Simpson, 1986).

4.4 Fertilización con Lodos de Lechería

En Galicia se genera más del 30% de la producción láctea nacional (MAPA, 2004), originándose volúmenes de lodos importantes cuya vía de eliminación más adecuada parece ser su reciclado en terrenos agrícolas como han mostrado trabajos

anteriores (Moirón *et al.*, 1997; López-Mosquera *et al.*, 1998a, 1998b, 2000; Mosquera *et al.*, 2006).

El reciclaje de lodos de distintos orígenes como fertilizante en terrenos agrícolas, forestales o espacios degradados, es la vía de eliminación más aceptada hoy en día, ya que ofrece la posibilidad de que estos residuos se conviertan en recursos (López-Mosquera *et al.*, 2000). Sin embargo, su empleo conlleva ciertos riesgos que es necesario evaluar, como son: la incorporación al medio de metales pesados (O’Riordan *et al.*, 1994; Berti y Jacobs, 1998), compuestos orgánicos tóxicos (Kirchmann y Tengsved, 1991; Wild *et al.*, 1992; Beck *et al.*, 1995), sales (Guidi *et al.*, 1982; Rodgers y Anderson, 1995) o patógenos (Costa *et al.*, 1987; Felipó, 1995).

Dentro de este tipo de residuos suelen incluirse los lodos procedentes de agroindustrias, como es el caso de las industrias transformadoras y envasadoras de leche (López-Mosquera *et al.*, 2000). Estas factorías generan aguas residuales compuestas por restos de leche, agua y productos de limpieza de las instalaciones, que han sido y son ampliamente utilizadas para el riego y la fertilización de terrenos agrícolas (Morisot y Gras, 1974; Jump *et al.*, 1981; De Lauzanne and Merillot, 1986; Guichet, 1987; López-Mosquera *et al.*, 1998a) actuando el suelo y el cultivo como sistema depurador.

Uno de los riesgos a la hora de utilizar este tipo de material como fertilizante es el hecho de que pueden aumentar la salinidad de los suelos, pero en Galicia esto no es un inconveniente debido al gran lavado que sufren los suelos gallegos (López-Mosquera *et al.*, 2000).

Un inconveniente del empleo agrícola de los lodos es la presencia en el residuo de una mayor concentración de metales pesados que la que hay de forma habitual en el suelo lo que puede generar una acumulación de estos elementos en el componente edáfico y, en consecuencia, generar problemas de tipo medioambiental (contaminación) y sanitario (cadena trófica) (Rigueiro *et al.*, 2002). En Galicia además, en el caso de emplear lodos de depuradora o de cualquier residuo con concentraciones de metales pesados superiores a las normales en el suelo, se debe tener en cuenta la mayor biodisponibilidad de estos metales en medios ácidos, lo que incrementaría notablemente la posibilidad de que esos elementos alcancen al hombre a través de la cadena trófica (Rigueiro *et al.*, 2002). Sin embargo, en el caso de emplear lodos de industria láctea, estos efluentes normalmente son depurados obteniéndose un lodo rico en macronutrientes, especialmente N y P y bajo contenido en metales pesados (De Lauzanne y Merillot, 1986; Brown *et al.*, 1990; García *et al.*, 1999; López-Mosquera *et*

al., 2000). En la Tabla 1 se muestran los niveles de metales pesados obtenidos en un lodo procedente de aguas residuales y en un lodo de lechería, en ambos la concentración de metales pesados es inferior a la permitida por la ley española (RD1310/90) y por lo tanto, utilizables como fertilizante pero además, en el caso del lodo de lechería dichas concentraciones son siempre inferiores (Mosquera-Losada *et al.*, 2002).

	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd	Hg
Urbano	319,1±268,6	506,4±317,9	42,6±38,7	26,7±23,1	90,2±78,9	0,56±0,4	1,8±3,14
Lechería	16,46±16,74	62,47±65,76	33,1±37,9	4,26±7,11	7,66±7,39	0,34±0,5	0,11±0,21
Ley	1000	2500	1000	300	750	20	16

Tabla 1. Concentraciones de Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd y Hg (mg/kg) en un lodo procedente de aguas residuales municipales y en uno de lechería, valores límites indicados por la ley española (RD 1310/90).

En Galicia, se han desarrollado diferentes estudios que pretenden cuantificar el efecto del aporte de metales pesados sobre la producción de pasto y el nivel de metales pesados en suelo y planta. En general, y teniendo en cuenta la composición de los residuos se sabe que son el Cu y el Zn los que se aportan en mayor proporción (Mosquera-Losada *et al.*, 2002). En suelos ácidos, se han encontrado que si bien se incrementa la concentración de Cu y Zn en el pasto, esta no llega a alcanzar niveles considerados como normales en pasto, al encontrarse de forma deficitaria para una adecuada alimentación animal (López-Díaz *et al.*, 2007).

Un resumen de la normativa vigente sobre aplicación de fertilización puede verse en el Anexo 1.

4.5. Fertilización Arbórea

La aplicación de fertilizantes a las especies arbóreas suele considerarse inapropiada y de escaso rendimiento, por lo que solo se emplea habitualmente en la fase de vivero y en el momento de la plantación que es cuando la capacidad de respuesta de estas plantas es mayor. No obstante, las especies forestales se ven beneficiadas por la fertilización, a pesar de que esta práctica no sea rentable, por el largo periodo de retorno económico de la inversión. Sin embargo, en sistemas silvopastorales la elevada rentabilidad de la fertilización sobre el componente pascícola permite que el componente forestal se vea beneficiado por esta práctica. Las especies forestales son plantas que al permanecer durante muchos años sobre el mismo terreno impiden una recuperación natural del mismo y esto, junto con el hecho de que los suelos de los montes gallegos están sometidos a un intenso lavado por agua de lluvia y a la lenta

transformación de la materia orgánica debido al bajo pH, hace que sea necesario mejorar y mantener la fertilidad de los terrenos forestales.

La aplicación de fertilizantes permite que los árboles alcancen el estado de madurez más rápidamente, obtener un mayor volumen de madera en menos años, acortar los turnos e incrementar la producción de madera por año de cultivo (Dupraz *et al.*, 2005).

El ingeniero agrónomo Quintanilla (1973) relata en el libro “Abonado del pino insignis” la primera experiencia llevada a cabo en España (montes de Valmaseda, Vizcaya) sobre la fertilización de esta especie. Las conclusiones a las que llega este autor son:

- Las parcelas que son abonadas presentaban una ventaja, con respecto a las no abonadas, en producción de madera independientemente del elemento aplicado (N-P-K).
- La fertilización nitrogenada aumentaba la producción y la altura del fuste. Sin embargo, el autor señala que con dosis de 200 kg/ha de N los árboles mostraban numerosas deformaciones por fototropismo lo que originaba un desigual desarrollo de las copas, con dosis menores, de 50 a 100 kg/ha de N, se obtenían resultados más favorables produciéndose un incremento de madera considerable.
- La fertilización fosfórica tenía un efecto favorable sobre el crecimiento en altura en las primeras fases de formación del pinar, eliminando ramaje excesivo y, favoreciendo la transformación de la materia orgánica del suelo. El autor recomienda aplicar 50 kg/ha y año de P_2O_5 para elevar el nivel de este elemento en suelo hasta 20 ppm, y después, emplear 20 kg/ha y año de P_2O_5 para mantener este nivel.
- La fertilización potásica consigue aumentar el diámetro de los árboles y favorece su formación consiguiendo troncos más uniformes. Recomienda dosis de 50 kg/ha de K_2O que podrían rebajarse a 25 kg cuando el suelo alcance una concentración de potasio igual a 45 meq/100gr suelo.

Otros autores han llegado a la conclusión de que la fertilización inorgánica reduce significativamente el crecimiento del arbolado en comparación con la fertilización orgánica en terrenos agrícolas abandonados al provocar una fuerte competencia pasto-arbolado (Mosquera-Losada *et al.* 2006, Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2000). No obstante, los resultados obtenidos en suelos de monte son contrarios a los comentados anteriormente ya que en este caso, y debido a que este tipo de terrenos suele

presentar pH muy reducidos, el pasto no se ve beneficiado por el aporte de fertilizante inorgánico (López-Díaz *et al.*, 2007).

4.6. Fertilización en sistemas silvopastorales

En un sistema silvopastoral, la competencia por los recursos limitados puede suponer una merma en el crecimiento de alguno de los componentes que lo forman (Yunusa *et al.*, 1995). Hawke (1991) indica que, en estos casos, un programa de fertilización regular ayudará a mejorar la composición específica del pasto y su producción, que se mantendrá durante un mayor periodo de tiempo (Dupraz *et al.*, 2005). El problema es la propia complejidad de este tipo de sistemas, debido a la presencia de un cierto número de especies, con necesidades distintas, en la misma superficie.

La mayoría de los estudios de fertilización en sistemas silvopastorales se realizan en los primeros años de establecimiento de la plantación, cuando el sistema radical de los árboles aún no está muy desarrollado y es alta la competencia por agua y nutrientes con las especies herbáceas y de matorral (Wolstenholme *et al.* 1992), y, además, porque en esos momentos la productividad potencial del pasto es mayor.

Normalmente, el componente arbóreo tiene una menor demanda de nutrientes al año que la vegetación herbácea, debido a que su crecimiento es mucho más lento. Por ello, en las primeras edades del arbolado, la dosis de fertilizante a aplicar en sistemas silvopastorales será aquella que garantice un crecimiento adecuado del pasto, siempre que no perjudique al arbolado. En algunos casos puede que las necesidades de fertilización sean menores que las requeridas en un sistema agrícola tradicional, debido a la mejora en el ciclo de nutrientes que se produce en los sistemas agroforestales (López-Díaz, 2004).

A medida que la sombra del arbolado va limitando el crecimiento de la vegetación herbácea, el efecto de la fertilización será menor y la dosis adecuada disminuirá. En este momento, la reducida respuesta a la fertilización del pasto bajo arbolado indicará que la luz, más que los nutrientes, es el factor que restrinja el crecimiento (Silva-Pando *et al.* 1998; McAdam y Sibbald, 2000; Sinclair *et al.* 2000).

5. BIODIVERSIDAD

La biodiversidad según Krebs (1978) y Magurran (1989), es el vocablo que resulta de una contracción de los términos diversidad biológica y se usa para describir el número, variedad y variabilidad de los organismos vivos. En su sentido más amplio,

biodiversidad es casi sinónimo de “vida sobre la Tierra”. El término biodiversidad se acuñó en 1985 y se ha utilizado mucho en los años noventa, tanto en medios de comunicación como en círculos científicos y de las administraciones públicas.

El *Convenio de Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica*, firmado en Río de Janeiro en junio de 1992 define la biodiversidad como:

"La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas".

En otras palabras, la biodiversidad es la variedad de vida en todas sus formas, niveles y combinaciones.

Existe una explicación simple a la dificultad de definir la diversidad (Magurran, 1989), ya que la diversidad no se compone de un único elemento, si no de dos, por un lado de la variación y por otro lado de la abundancia relativa de especies.

A lo largo del siglo XX, principalmente de su segunda mitad, los ecosistemas de la Tierra sufrieron un proceso constante y generalizado de pérdida de biodiversidad. Esta situación, puesta en evidencia principalmente en los trópicos y sobre todo en sus bosques de una manera muy contundente, se repite aunque de forma más atenuada prácticamente en todos los países y regiones del planeta. A lo largo de las últimas décadas, una corriente conservacionista que cala en muchos gobiernos hace que éstos tomen conciencia del grave problema que significa la reducción de la biodiversidad, no sólo desde un punto de vista ambiental, si no también social, económico y cultural, que conlleva pérdida de recursos y empobrecimiento, así como el reconocimiento de la existencia de problemas de carácter mundial que amenazan gravemente el equilibrio ecológico (cambio climático, pérdida de la capa de ozono, pérdida de la biodiversidad biológica o deforestación) (Xunta de Galicia, 2003).

Fruto de esta preocupación, en octubre de 1983, la Asamblea General de la ONU crea la Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo, del trabajo de esta comisión sale en 1987 el *Informe Brundtland* base del concepto y las estrategias del desarrollo sostenible. Posteriormente, en 1992 se celebra la 2ª Conferencia Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo de las Naciones Unidas en la cual, se elabora el texto del *Convenio sobre Diversidad Biológica* (CDB) que constituye el primer acuerdo

mundial integral que aborda todos los aspectos de la diversidad biológica: recursos genéticos, especies y ecosistemas. Sus objetivos son:

- La conservación de la diversidad biológica
- El uso sostenible de los componentes de la diversidad biológica
- El reparto justo y equitativo en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos

A través del CDB se reconoce, por primera vez, que la conservación de la diversidad biológica es de interés para toda la humanidad y que ésta, a su vez, es parte integrante del proceso de desarrollo comenzando una nueva forma de actuar y de entender las relaciones hombre-naturaleza. De hecho, la conservación de la diversidad biológica se ha convertido en parte fundamental de las propuestas hacia el desarrollo sustentable.

El CDB quedó abierto a su firma en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo ("Cumbre de la Tierra" de Río de Janeiro) el 5 de junio de 1992 y entró en vigor el 29 de diciembre de 1993, con 43 países ratificantes. Actualmente, alrededor de 177 países han ratificado el Convenio entre ellos España declarándose responsable de la conservación de la biodiversidad nacional y comprometiéndose a tomar medidas que así lo garanticen a fin de no poner en peligro la diversidad biológica del país ni la de países vecinos. Para ello, entre otras medidas, se compromete a:

- “adoptar medidas para la conservación *ex situ* de componentes de la diversidad biológica” (art.9a).
- “establecer y mantener instalaciones para la conservación *ex situ* de plantas, animales y microorganismos” (art.9b).
- “adoptar medidas destinadas a la recuperación y rehabilitación de las especies amenazadas y a la reintroducción de éstas en sus hábitats naturales” (art.9c).

Cualquier área contribuye a la diversidad mundial, tanto por el número de especies presentes en ella como por la proporción de especies únicas de esa zona.

El principal instrumento para la conservación de la naturaleza en la Unión Europea es la Directiva Habitat (Directiva 92/43/CEE), modificada por la Directiva 97/62/CE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Es una red ecológica europea de áreas de conservación de la biodiversidad cuya finalidad es asegurar la supervivencia a largo plazo de las especies y los hábitats más amenazados de Europa, contribuyendo a detener la pérdida de biodiversidad

ocasionada por el impacto adverso de las actividades humanas. La Directiva crea una red ecológica de zonas especiales de conservación con el nombre de Natura 2000 que consta de Zonas Especiales de Conservación designadas de acuerdo con la Directiva Hábitat, así como de Zonas de Especial Protección para las Aves establecidas en virtud de la Directiva Aves.

La Administración Española ha desarrollado unos instrumentos y herramientas específicos para la gestión y recuperación de especies amenazadas: el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y los Planes de Actuación. El año 1989 supone una fecha de gran importancia para la conservación de la naturaleza en España, al ser promulgada la Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. La Ley crea en su artículo 30.1 el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, en el que han de incluirse, según establece el artículo 29 de la misma Ley, las especies, subespecies o poblaciones cuya protección efectiva exija medidas específicas por parte de las Administraciones Públicas. En esta misma línea, el artículo 10 del Real Decreto 1997/1995, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales (transposición de la Directiva 92/43/CEE de Hábitats) refuerza el papel del Catálogo Nacional.

El Catálogo Nacional de Especies Amenazadas es un instrumento de carácter administrativo y de ámbito estatal, dependiente del Ministerio de Medio Ambiente, en el que deberán estar incluidas las especies, subespecies y poblaciones cuya protección efectiva exija medidas específicas de conservación por parte de las Administraciones Públicas. Estos taxones (especies y subespecies) deberán incluirse en alguna de las cuatro categorías de amenaza previstas en la Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres: En peligro de extinción; Sensibles a la alteración de su hábitat; Vulnerables; De interés especial. La catalogación de estos taxones podrá ser promovida por Comunidades Autónomas, Administración Central e Instituciones públicas y privadas relacionadas con la conservación de la naturaleza. El proceso se iniciará cuando exista una información científica que así lo aconseje. Por otro lado, a propuesta del Comité de Flora y Fauna Silvestres, el 17 de marzo de 2004, la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza aprobó las siguientes cuestiones relativas al Catálogo Nacional de Especies Amenazadas:

- Creación de un Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y De Interés Especial (CNEADI). Este nuevo Catálogo tendrá, en lo que respecta a las especies amenazadas, únicamente dos categorías: “En Peligro de extinción” y “Vulnerable”.

- En el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y De Interés Especial (CNEADI), los taxones correspondientes a la categoría “De interés especial” figurarán en un Listado de Especies Protegidas de Interés Especial, no teniendo el carácter de especies amenazadas.

- Creación de un Listado de Especies Extinguidas fuera del Catálogo Nacional.

- Aprobación de unos Criterios Orientadores para la Inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de Especies Amenazadas y en el Listado de Especies Protegidas de Interés Especial (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, 2004).

La riqueza y abundancia de diversidad biológica presente en Galicia, en particular en forma de hábitats naturales se debe, por un lado a la gran heterogeneidad orográfica, litológica, edáfica y climática y, por otro a la influencia del hombre. Muchos de estos hábitats tienen un valor especial debido a su naturalidad, endemidad, rareza o estado de conservación (dunas, lagunas, turberas, bosques, matorrales esclerófilos de la región mediterránea o las reducidas manifestaciones de la laurisilva y los tejedales) (Xunta de Galicia, 2003). Por otro lado, la ocupación del hombre de la mayor parte del territorio gallego supuso una profunda transformación de los hábitats naturales presentes en Galicia si bien en la actualidad muchos de los paisajes agrarios resultantes de la antropización, principalmente en la Galicia interior, se encuentran en regresión lo que supone una pérdida de endemismos asociados a estos ecosistemas agrosilvopastorales (Xunta de Galicia, 2003).

Galicia por su situación geográfica, entre la región Eurosiberiana y la región Mediterránea, es un país de acusados contrastes en el que prosperan a un mismo tiempo plantas típicamente mediterráneas, como las jaras, junto a plantas netamente atlánticas como los tojos. Sólo en plantas vasculares se encuentran en Galicia más de 2.000 especies, lo que supone alrededor de un 25% del total de la península, calculándose un nivel de endemidad del 7,6% sobre el conjunto peninsular (Xunta de Galicia, 2003).

5.1 Procesos que afectan a la biodiversidad

El aprovechamiento que el hombre ha realizado a lo largo de miles de años de los recursos naturales ha propiciado la modificación de su entorno. Dichas

modificaciones provocaron una alteración de la diversidad biológica, la mayor parte de las veces negativa. Pero no solamente la utilización de los recursos naturales alteró negativamente la biodiversidad si no que otros sectores socioeconómicos o de desarrollo como la industria, el transporte, el turismo etc contribuyeron a una alteración negativa de la diversidad. Entre los diferentes sectores y sus efectos podemos citar los siguientes (Xunta de Galicia, 2003):

- Agricultura y ganadería: la eliminación de la cubierta vegetal, la concentración parcelaria, la desecación de humedales, los monocultivos, la intensificación de las explotaciones, el sobrepastoreo ...

- Sector forestal: la proliferación de cultivos monoespecíficos, la apertura de caminos y cortafuegos, la transformación de usos del suelo, la sobreexplotación de recursos (principalmente el suelo), los incendios forestales...

- Pesca y acuicultura: la mortalidad de especies no objetivo de la pesca, la contaminación de las aguas, la modificación del litoral...

Todas estas actuaciones provocan la pérdida de efectivos poblacionales, la desaparición de especies, razas, variedades autóctonas y endemismos, pérdida de diversidad genética, reducen la naturalidad paisajística, conllevan a la fragmentación, modificación y destrucción de hábitats naturales y ecosistemas (Pardini, 2006).

5.2 Estrategias de adaptación

Las estrategias de adaptación de las plantas pueden definirse como agrupamientos de características genéticas semejantes o análogas que ocurren entre las especies o poblaciones y hacen que las mismas muestren semejanzas ecológicas (Grime, 1982). Estrategias básicas:

- *Especies Anuales*: completan su ciclo de vida en un año. Abundantes en campos donde se laborea, o en zonas en las que debido a las condiciones climáticas se produce una muerte masiva de especies (verano en la zona mediterránea).

- *Especies Bianuales*: plantas que en el primer año desarrollan su parte vegetativa y florecen y germinan en el segundo año. Muchas presentan roseta basal. Son muy abundantes en pastos, praderas y jardines, en cultivos donde se siega mucho.

- *Especies Perennes*: viven más de dos años y tienen órganos que persisten en el suelo. Son difíciles de controlar. Causan grandes problemas en campos donde se aplican herbicidas y no se laborea.

5.3 Cuenta Atrás 2010, frenar la pérdida de la biodiversidad en Europa

El objetivo de detener la pérdida de la biodiversidad antes del año 2010 es el tema central de numerosos acuerdos internacionales. Durante la Cumbre de Gotemburgo del año 2001, los Jefes de Estado de la Unión Europea se comprometieron, entre otras aspectos, a detener la pérdida de la biodiversidad antes del 2010 y hacer de esta cuestión un objetivo central de la Estrategia Europea para el Desarrollo Sostenible. La iniciativa Cuenta Atrás 2010 de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) se centra precisamente en el compromiso que los Ministros de Medio Ambiente Paneuropeos realizaron en la V Conferencia Europea para el Medio Ambiente de Mayo de 2003, en Kiev.

La IUCN señala que la rápida pérdida de biodiversidad, tanto en Europa como en el resto del mundo, y la intensificación creciente de las actividades humanas que están provocando un grave impacto negativo sobre el medio ambiente, hacen que el objetivo de detener este declive en 2010 requiera de esfuerzos sin precedentes para adaptar las actividades a las necesidades de los sistemas naturales. Señala además que serán necesarias transformaciones en sectores como la agricultura, la gestión de los bosques, la pesca, el turismo y la planificación y cambios de uso del suelo pero que, también se deberán adoptar nuevas metodologías para desarrollar políticas de conservación que alcancen el éxito en la protección del paisaje y su diversidad biológica, la lucha contra las especies invasoras, el desarrollo de indicadores del estado de conservación de la biodiversidad, la realización de planes de conservación de comunidades, etc., asegurando la integración total de los objetivos de la biodiversidad en otros sectores, incluyendo instituciones financieras, comercio, políticas de desarrollo y ayuda.

Esta iniciativa constituye para todos los países miembros de la Unión Europea un auténtico programa de acción y compromiso, en el que España tiene obligatoriamente que jugar un papel importante, ya que posee el porcentaje más elevado de especies y endemismos de Europa. Además, España forma parte del Comité Ejecutivo de Cuenta Atrás 2010 que se reunió recientemente para aprobar el Programa de Trabajo para los próximos cinco años y que tiene tres líneas principales de actuación:

1. fortalecimiento y promoción de alianzas,
2. desarrollo de herramientas de evaluación para medir los progresos hacia el objetivo de 2010 y
3. comunicación y visibilidad de los logros alcanzados.

Sin embargo, se requerirá llevar a cabo más esfuerzos desde el ámbito institucional y político para que dicha iniciativa alcance sus objetivos. Para ello, los gobiernos regionales y locales juegan un papel fundamental, principalmente en el caso del Estado español, ya que son responsables de la gestión de los temas ambientales y de ordenación y protección del territorio.

Tanto el Estado español como todas las comunidades autónomas sin excepción, tienen la obligación de desarrollar normativas que pongan coto a la creciente y desmedida especulación del territorio y destrucción de la naturaleza; asociaciones ciudadanas y círculos científicos están obligados a contribuir a frenar la destrucción de la biodiversidad y los medios de comunicación deberían de servir para concienciar a una sociedad, que en ocasiones parece adormecida por no percibir la gravedad de la situación en que se encuentra el medio en el que vive.

Galicia, Asturias, Castilla y León Cantabria y Andalucía han mostrado interés en formar parte de esta alianza. Además estas regiones han acordado promover una plataforma local de Cuenta Atrás 2010 con el fin de abrir oportunidades de colaboración y de trabajo con ayuntamientos, ONGs, grupos científicos y el sector privado.

La nueva estrategia sobre biodiversidad reclama a los Estados miembros de la UE un mayor compromiso para proponer, designar y gestionar los espacios protegidos de la red Natura 2000. Asimismo, pide que se extienda el uso de planes de acción específicos para recuperar las especies de la UE más amenazadas y aboga por la implicación de todas las políticas de la UE en la protección de la biodiversidad. En este sentido, se sugiere:

- utilizar los instrumentos de la política agrícola común para impedir el cultivo intensivo o el abandono de tierras valiosas, así como para recuperar las especies amenazadas,
- aplicar el plan de acción para los bosques, especialmente en lo que se refiere a las medidas para prevenir incendios.

5.4 Los sistemas silvopastorales y la biodiversidad

La conservación de la biodiversidad puede justificarse por razones económicas, ecológicas y sociales, así como por el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas que la población necesita como producción primaria, fijación de carbono, provisión de agua limpia etc. La Agenda 21 insta a adoptar incentivos económicos, sociales o de otro tipo para fomentar la conservación de la diversidad biológica y el uso

sostenible de los recursos, incluyendo el fomento de sistemas de producción sostenible como pueden ser métodos tradicionales agrícolas, forestales, de manejo de la vida silvestre y los agroforestales, que usan, mantienen o incrementan la biodiversidad (Rois-Díaz *et al.*, 2006).

Es muy relevante resaltar que los bosques pastoreados potencian de forma importante la biodiversidad, aspecto fundamental del desarrollo sostenible, no sólo debido a la gradación de ambientes y microclimas que se crean en el sistema, sino que también contribuyen a la biodiversidad paisajística, ampliando el terreno forestal y agrícola a nivel territorial, permitiendo así un mayor área para especies de aves y mamíferos y generando zonas de paso entre las diferentes formaciones que generan (Rois-Díaz *et al.*, 2006). En este sentido adquiere una gran relevancia el hecho de que estos sistemas pueden simular estructuras y procesos que han sido importantes cuando los mega-herbívoros silvestres dominaban los bosques europeos, por lo que la producción de madera, carne y otros productos como ganado doméstico en bosques podrían ser un uso perfectamente sostenible y un manejo próximo a la naturaleza de los bosques en muchas partes de Europa (Rois-Díaz, 2004).

Los sistemas agroforestales, y dentro de ellos los sistemas silvopastorales, fomentan la conservación de la biodiversidad a diferentes niveles. Estos sistemas generan gradientes de humedad, luz (sombra) y fertilidad (heces, caída de hojarasca) en el suelo por lo que fomentan el desarrollo de diferentes especies microbianas y vegetales en comparación con los ecosistemas exclusivamente forestales o agrícolas, ralentizando o potenciando el crecimiento y desarrollo de especies adaptadas a esos microclimas (Mosquera-Losada *et al.* 2006).

A nivel de comunidad, la heterogeneidad espacial es uno de los parámetros que maximiza la biodiversidad y a nivel de paisaje, los sistemas silvopastorales entendidos como sistemas semi-naturales cuando se pastorean por animales domésticos o como sistemas naturales cuando los bosques se pastan por herbívoros no domesticados, sostienen una mayor biodiversidad al contener tanto especies agrícolas como forestales (Pott, 1998; Vera, 2000). La conservación de la biodiversidad a través del pastoreo se constata por el hecho de que las praderas pastoreadas presentan una heterogeneidad espacial mucho mayor que las segadas, con una mayor dinámica natural, influyendo así en la diversidad de flora y fauna de la pradera. La heterogeneidad espacial se debe a la influencia que ejerce el pastoreo debido a la combinación de factores como la selección del ganado en la dieta, pisoteo, influencia en el ciclo de nutrientes (debido a excremento

y orina), dispersión de propágulos, etc (Adler *et al.* 2001; Rook *et al.* 2004; Buttler *et al.*, 2007).

Si a esta heterogeneidad espacial derivada del pastoreo se une el cambio microclimático originado por el arbolado, se produce un incremento en la biodiversidad constatable. Así, el uso del arbolado a reducidas densidades sobre pastos puede promover una mayor biodiversidad que en pastos caracterizados por la falta de arbolado (McAdam *et al.* 1999). Por otro lado, la diferencia de forma, estructura y perennidad de las especies forestales puede provocar también un cambio importante en relación a las especies que crecen bajo ellas, de tal manera que las especies de tipo caducifolio generan un gradiente de fertilidad en el suelo mayor que las especies de tipo perennifolio que provocan una mayor homogeneidad del territorio desde un punto de vista edáfico derivado de la ausencia de caída de hoja anual. Así, la peculiar morfología de hojas y copas de las especies del género *Pinus* dejan pasar menos luz al sotobosque en comparación con *Betula*, lo que ocasiona diferentes ambientes (temperatura, insolación, agua) bajo sus copas y el predominio de unas especies frente a otras (Papanastasis, 2004; Moreno *et al.* 2005; Mosquera-Losada *et al.* 2005) sobre todo cuando la cobertura es elevada.

5.5 Tipos de perturbaciones y biodiversidad en sistemas silvopastorales

La actuación sistemática del hombre en el manejo de los ecosistemas sigue un régimen determinado, por ejemplo, los sistemas de claras y talas del bosque pueden asimilarse a un régimen de perturbación dirigido a obtener ciertos resultados útiles (Terradas, 2001). Así mismo, las talas constituyen extracciones de biomasa con modificación de la estructura del bosque y, consiguientemente de las condiciones microclimáticas a lo largo del perfil vertical, de la estructura de edades de la población, de las condiciones para la regeneración del contenido total de nutrientes del sistema etc. (Terradas, 2001).

Ya que claros y claras siguen un esquema cíclico, es evidente que configuran un régimen sobre impuesto al proceso sucesional espontáneo del sistema.

Lo mismo puede decirse, de modo general, del efecto del pastoreo ya que, los ganaderos diseñan unas pautas temporales y espaciales concretas de introducción de rebaños, con diferentes especies o variedades de herbívoros cuya influencia sobre la comunidad vegetal es también diferente. Normalmente, estas pautas se adaptan a los ciclos estacionales y al aprovechamiento óptimo de la vegetación para su

transformación sostenible en carne o leche. También aquí se trata de un régimen de perturbación de la dinámica espontánea de la vegetación para lograr unas finalidades concretas.

Tanto la explotación forestal como la ganadera están omnipresentes en el medio natural de modo que condicionan en gran medida los procesos ecológicos que explican la evolución de la vegetación.

En la Tabla 2 se muestran las intervenciones más habituales en una masa forestal que pueden asimilarse a perturbaciones en el sistema y que afectarán a la evolución de las especies (Terradas, 2001).

Objetivo	Tipo de intervención/perturbación
1. Desmonte o Desbroce	1.1 Cortas 1.2 Quemas controladas
2. Implantación	2.1 Preparación del suelo (escarificación, laboreo etc.). 2.2 Siembra y plantación.
3. Mejora	3.1 Abonado, corrección del suelo. 3.2 Poda, aclareos. 3.3 Cortas de mejora. 3.4 Tratamientos químicos (herbicidas, plaguicidas)
4. Aprovechamiento	4.1 Cortas finales. 4.2 Aprovechamiento de pastos. 4.3 Recolección de frutos.

Tabla 2. Tipo de intervenciones/perturbaciones en una masa forestal (Fuente: Terradas, 2001)

Es importante señalar que en áreas como Europa en las que se ha producido durante muchos años una manipulación más o menos intensiva del hombre sobre el medio que le rodea con el fin de obtener recursos del mismo, se ha producido una respuesta de este medio a estas actuaciones, de tal modo que el cese de las mismas supone una merma de diversidad importante. Quiere esto decir que tanto el aprovechamiento excesivo como la ausencia de aprovechamiento provoca una merma notable sobre la biodiversidad (Raizada *et al.*, 1998; Papanastasis, 2004).

5.6 Medición de la biodiversidad

En la actualidad hay una gran cantidad de datos a disposición de aquellos que desean comprender cómo funciona la vegetación y cómo varia su composición de un lugar a otro y con el paso del tiempo (Grime, 1982).

Además de la riqueza de especies, una posible medida de la biodiversidad la daría la magnitud de las diferencias entre especies. Una forma de evaluar este aspecto se basa en el contenido de taxones. Las especies similares se agrupan en géneros, éstos en

familias y éstas en órdenes y así sucesivamente hasta llegar al nivel más elevado que es el reino. Esta organización taxonómica es un intento de representar las verdaderas relaciones entre organismos.

Se considera que las especies organizadas en un mismo género están más estrechamente relacionadas que las pertenecientes a géneros distintos por lo tanto, las especies muy distintas contribuyen por definición más a la biodiversidad que las similares (aquellas clasificadas dentro del mismo género). Esto significa que, según esta medida, si hay que elegir entre conservar dos lugares con igual número de especies, sería mejor elegir el que alberga mayor número de grupos taxonómicos diferentes distintas frente al que mantiene grupos taxonómicos más afines.

La importancia ecológica de la especie puede ser también considerable ya que, por ejemplo, las especies clave desempeñan una importante función en el mantenimiento de la diversidad, estas especies agrupan a los organismos descomponedores, depredadores de nivel más alto, polinizadores etc. Por otro lado, los árboles contribuyen a aumentar la biodiversidad local porque proporcionan numerosos recursos naturales para otras especies como el caso de las aves nidificadoras, los epífitos, parásitos y herbívoros que se alimentan de sus frutos etc. Otro ejemplo lo constituirían las especies gramíneas y las leguminosas éstas últimas tienen la capacidad de incrementar los insumos de nitrógeno en el suelo o la diferente capacidad para aprovechar los recursos o resistir perturbaciones por su diferente crecimiento en altura (Grime, 1982).

A la hora de medir la diversidad es necesario considerar dos factores por un lado la *riqueza de especies* (número de especies) y, por otro lado, la *uniformidad* (o equitatividad) es decir, en que medida las especies son abundantes por igual. Una alta uniformidad sería sinónimo de una elevada diversidad ya que se daría cuando las especies son iguales en abundancia (Moreno, 2001).

Los *Modelos de abundancia de especies* describen la distribución de su abundancia. Algunos de estos modelos permiten tanto representar situaciones donde hay una elevada uniformidad de especies como aquellas en las que la abundancia de especies es muy igual.

A medida que se acumulan gradualmente las series de datos que contienen información sobre el número de especies y su abundancia relativa, se pone de manifiesto que la abundancia de especies sigue una pauta característica:

Unas pocas especies son muy abundantes, algunas tienen una abundancia intermedia mientras que la mayoría están representadas sólo por unos pocos individuos (Figura 3). La conservación de la biodiversidad debe estar centrada, entre otros aspectos, en la conservación de las especies menos abundantes y en general, más frágiles a la modificación de los usos del territorio.

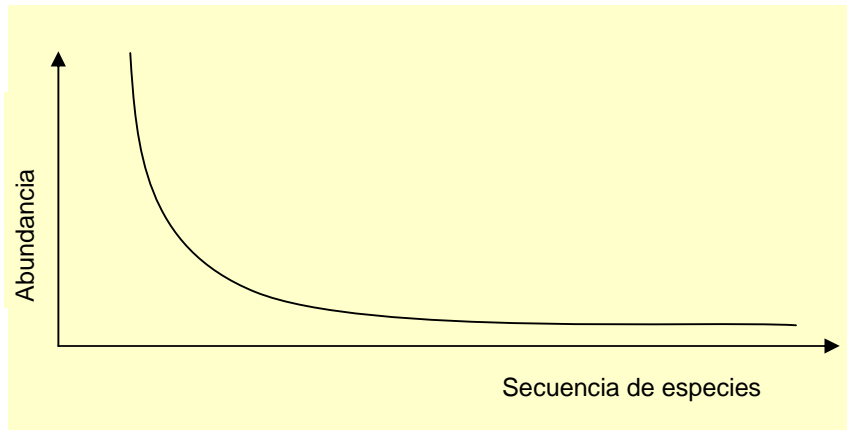


Figura 3. Diagrama rango/abundancia (Grime, 1982)

5.7 Modelos de medición

La diversidad de especies puede evaluarse en tres niveles (Magurran, 1989; Moreno, 2001):

- *Diversidad alfa* (α): riqueza o diversidad local, puntual o de alguna localidad.
- *Diversidad beta* (β): riqueza o diversidad entre ecosistemas (recambio de especies)
- *Diversidad gamma* (γ): riqueza o diversidad regional (recambio de ecosistemas):

5.7.1 Medición de la biodiversidad alfa (α)

Si entendemos la diversidad alfa (α) como el resultado del proceso evolutivo que se manifiesta en la existencia de diferentes especies dentro de un hábitat particular, entonces el conteo del número de especies del lugar sería suficiente para describir la diversidad alfa (α), sin necesidad de evaluar el valor de importancia de cada especie dentro de la comunidad (Moreno, 2001). El objetivo de medir la diversidad biológica es contar con parámetros que nos permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones a favor de conservar una determinada especie o área amenazada. Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales.

Por otro lado, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia relativa de las mismas o en la dominancia, nos alerta acerca de procesos empobrecedores (Magurran, 1989).

La gran mayoría de los métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies se refieren a la diversidad dentro de las comunidades (biodiversidad alfa). Para diferenciar los distintos métodos en función de las variables biológicas que miden, Moreno (2001) los divide en dos grandes grupos:

~ *Métodos basados en la cuantificación del número de especies presentes*: el índice de *riqueza específica* (S) es la forma más sencilla de medir la diversidad ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tener en cuenta el valor de importancia de las mismas.

~ *Métodos basados en la estructura de la comunidad*, es decir, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de los individuos, su biomasa, cobertura, productividad, etc.). Dentro de estos métodos encontramos los denominados índices de abundancia proporcional que se clasifican en índices de equidad, aquellos que tienen en cuenta el valor de la importancia de cada especie, e índices de heterogeneidad, aquellos que además del valor de importancia de cada especie consideran también el número total de especies en la comunidad (Peet, 1974). Sin embargo, estos índices enfatizan ya sea el grado de dominancia o la equidad de la comunidad, por lo que para fines prácticos resulta mejor clasificarlos en índices de dominancia e índices de equidad (Moreno, 2001):

- Índices de dominancia: estos índices son inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad, toman en cuenta la representatividad de las especies de mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de especies.

Índice de Simpson manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Peet, 1974; Magurran, 1989). Su valor es inverso a la equidad.

- Índices de equidad:

Índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949) que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, este índice mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie

pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Peet, 1974; Magurran, 1989; Baev y Penev, 1995).

Índice de Pielou que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada.

Aún cuando un índice refleja cambios en la riqueza o estructura de la comunidad, resulta generalmente difícil de interpretar por sí mismo, y sus cambios sólo pueden explicarse mediante datos de riqueza específica y abundancia proporcional de las especies. Por lo tanto, lo más conveniente es presentar valores tanto de riqueza específica como de algún índice de la estructura de la comunidad, de manera que ambos parámetros sean complementarios en la descripción de la diversidad (Moreno, 2001).

5.7.2 Medición de la biodiversidad beta (β)

La diversidad beta o diversidad entre hábitats es el grado de reemplazo de especies a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). A diferencia de la diversidad alfa y gamma que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta se basa en proporciones o diferencias (Magurran, 1989) que pueden ser evaluadas mediante índices de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos de presencia/ausencia de especies, abundancia proporcional de cada especie (medida como el número de individuos, biomasa, densidad, cobertura etc.) o con índices de diversidad beta propiamente dichos (Wilson y Shmida, 1984; Magurran, 1988,).

~ Índices de similitud/disimilitud: Coeficiente de similitud de Jaccard

Expresan el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Pielou, 1975; Magurran, 1989). A partir del valor de similitud (s) se puede determinar el de disimilitud (d) entre las muestras: $d = 1 - s$ (Magurran, 1989).

~ Índices de reemplazo de especies: índice de Magurran (1988) basado en la presencia/ausencia de las especies.

~ Complementariedad entendida como el grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas.

Un resumen de la normativa vigente sobre biodiversidad puede verse en el Anexo 2.

6. FIJACIÓN DE CARBONO

Desde que en la primera Conferencia Mundial sobre el Clima (1979) se reconoce por primera vez que el cambio climático supone un grave problema, se llevaron a cabo acciones de diversa índole dirigidas al estudio y mitigación de los efectos antropogénicos relacionados con este fenómeno. Una de estas acciones fue la creación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)) como el cuerpo intergubernamental que proporciona asesoramiento científico, técnico y socioeconómico para la comunidad mundial y, en particular, para las 170 partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. En la tercera Conferencia de las Partes de la Convención celebrada en 1997 se adopta el Protocolo de Kioto el cual representa un paso adelante en la búsqueda de soluciones al problema del cambio climático. Este Protocolo establece compromisos de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero de origen antropogénico comprometiéndose España a alcanzar, en el periodo 2008-2012, unos niveles medios de emisión, medidos en toneladas equivalentes de CO₂ de origen antropogénico del 115% de las producidas en el año de referencia (1990) (Xunta de Galicia, 2004). En este sentido, el último Inventario anual de gases de efecto invernadero de la Comunidad Europea 1990-2005 y el informe del inventario correspondiente al año 2007 que fue remitido a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) pone de manifiesto que, en términos absolutos, España fue el país de la UE donde se registró el mayor incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero entre 2004 y 2005, un 3,6% o 15,4 millones de toneladas equivalentes de CO₂ (EEA, 2007). Este incremento se atribuyó principalmente a la producción de electricidad y calor, a causa de un aumento en la generación de electricidad en las centrales térmicas que utilizan combustibles fósiles (17%) y de una reducción en la generación de electricidad en las centrales hidroeléctricas (-33%). Otros países de la UE donde aumentaron las emisiones durante este periodo fueron Austria, Grecia, Irlanda, Italia y Portugal. Por otro lado, Alemania, Finlandia y los Países Bajos fueron los países que más contribuyeron a la reducción de

emisiones, siendo la reducción de las emisiones de CO₂ la responsable de la reducción global en las emisiones de gases de efecto invernadero en dichos países (EEA, 2007).

El IPCC (2000) considera que las actuaciones humanas, en particular los cambios de uso del suelo, están alterando la tasa natural de intercambio entre la atmósfera y la biosfera mediante el uso de la tierra, el cambio de uso y las actividades selvícolas. A este respecto, actuaciones como la reforestación y la forestación pueden ser fundamentales para la evolución del clima a escala global y a medio plazo en aspectos como el posible efecto sumidero que los bosques o sistemas afines pueden tener, al secuestrar los excedentes de los gases efecto invernadero de un modo temporal (biomasa) y relativamente permanente (suelo).

Para que la humanidad logre combatir el cambio climático, es vital saber qué emite CO₂ hacia la atmósfera y qué lo elimina de ella. En la fotosíntesis, las plantas absorben CO₂ y también lo emiten, como los humanos al respirar. Las plantas y otros organismos fotosintetizadores terrestres absorben aproximadamente un tercio de las emisiones de CO₂ generadas por el uso de combustibles fósiles, de forma que ralentizan el cambio climático. No obstante, está por saber qué tipos de vegetación absorben más CO₂ y cómo reaccionarán esas plantas al cambio climático (EEA, 2007).

6.1 Mercado de carbono

Varios gobiernos, empresas e individuos están adoptando medidas para reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) bien de forma voluntaria o, cada vez más, debido a las prescripciones reglamentarias vigentes. Como los GEI se mezclan uniformemente en la atmósfera, desde el punto de vista ambiental es lo mismo reducir las emisiones en cualquier lugar del mundo, cualquiera que sea la jurisdicción política (IETA, 2005). La mayor parte de los reglamentos que limitan las emisiones de GEI aprovechan esta característica de la “sustituibilidad” y permiten la adquisición de créditos de emisión tanto dentro como fuera de la zona regulada, sentando así las bases para un “mercado de carbono” mundial que representa una oportunidad para generar una mayor eficiencia mundial y para contribuir al desarrollo sostenible atrayendo nuevas inversiones públicas y privadas en tecnologías no contaminantes hacia las economías en transición y los países en desarrollo (IETA, 2005). Las transacciones de carbono pueden agruparse en dos categorías principales:

- *Transacciones basadas en derechos de emisión*, en que el comprador adquiere derechos de emisión creados y asignados (o subastados) por los organismos

reguladores en el marco de un régimen de límites e intercambio (*cap-and-trade*), como las unidades de cantidades asignadas (UCA) definidas por el Protocolo de Kyoto, o los derechos de emisión de la UE (DEUE) con arreglo al Régimen para el comercio de derechos de emisión (RCDE).

- *Transacciones basadas en proyectos*, en que el comprador adquiere créditos de emisión de un proyecto gracias al cual las emisiones de GEI son menores de las que se habrían generado en su ausencia. Algunas transacciones basadas en proyectos se realizan con el fin de cumplir objetivos voluntarios, pero la mayoría de ellas lo que pretenden en definitiva es el cumplimiento de los compromisos contraídos en el Protocolo de Kyoto u otro régimen de reglamentación.

Las emisiones en España durante el año 2004 llegaron a 420 millones de toneladas de dióxido de carbono, aumentando en un 3% las emisiones del año 2003, situándose en un porcentaje de emisiones un 45% mayor a las del año 1990, lo que implica 3 veces más emisiones que su meta de reducción establecida en el Protocolo de Kyoto. Se estima que España deberá, a través de los llamados mecanismos flexibles, entre ellos el Mecanismo de Desarrollo Limpio, comprar anualmente 30 millones de toneladas métricas.

6.2 Ciclo del carbono

El carbono es el componente fundamental de todos los compuestos orgánicos. Es lo que podríamos llamar el elemento primario de la vida. Sin embargo, en nuestro mundo la cantidad de carbono es limitada, por lo cual tiene que reciclarse constantemente. El ciclo del carbono es complejo, aunque consiste básicamente en la fijación del carbono atmosférico por la fotosíntesis de las plantas y su liberación por la respiración.

La existencia de vida en la Tierra depende de la circulación del carbono entre las diferentes partes del planeta (biosfera, atmósfera, hidrosfera y litosfera). Este movimiento del carbono se conoce como *ciclo del carbono*, ya que tarde o temprano cada átomo del elemento habrá pasado por todas las partes mencionadas.

El reconocimiento expreso en los artículos 3.3 y 3.4 del Protocolo de Kioto, sobre el papel que representa el uso del suelo, el cambio en el uso del suelo y la forestación y silvicultura ha despertado un interés muy elevado desde un punto de vista selvícola, al entenderse que se abre un enorme abanico de alternativas para incrementar la fijación de carbono, mediante la gestión forestal (Nair *et al.*, 2007).

La vegetación, a través de los ciclos elementales de la fotosíntesis, transforma energía solar en química absorbiendo CO₂ del aire, para fijarlo en forma de biomasa, y libera a la atmósfera oxígeno. Los bosques, en particular, siguiendo ese ciclo bioquímico, juegan un papel importante en el ciclo global del carbono ya que, intercambian carbono con la atmósfera a través de la fotosíntesis y la respiración, son fuente de emisión de carbono cuando son perturbados por causas naturales o antrópicas (destrucción, quema, tala) y por otro lado, almacenan grandes cantidades de este elemento en su biomasa (tronco, ramas, corteza, hojas y raíces) y en el suelo (mediante su aporte orgánico) actuando como sumideros cuando se favorece su crecimiento y desarrollo.

Debido a la gran cantidad de biomasa acumulada en los bosques éstos constituyen una de las grandes reservas de sumideros de carbono (Montero *et al.*, 2005). El secuestro de carbono (resultado de las diferencias entre el CO₂ atmosférico absorbido durante el proceso de fotosíntesis y el CO₂ emitido a la atmósfera durante la respiración) es convertido en biomasa, que como regla general oscila entre el 45-50% del peso seco de un árbol (AGO, 1998). Mientras el árbol está vivo el almacenamiento es acumulativo con el crecimiento y con el transcurso del tiempo, es por ello que las plantaciones resultan un mecanismo muy atractivo y efectivo para mitigar el incremento de CO₂ atmosférico (Appels, 2001).

Se ha estimado que entre los ecosistemas del mundo, los bosques son los mayores sumideros de C almacenando el 40% del C total almacenado en los ecosistemas terrestres (Jandl, 2001). En un ecosistema boscoso, la cantidad de C secuestrado estará determinada por su productividad. Además, ofrecen productos que, a parte de fijar carbono durante su mayor o menor vida, ahorran la energía que requiere la fabricación de productos sustitutos, que compiten con la madera en aplicaciones de consumo como pueden ser los metales, plásticos, cemento etc. y suponen una fuente de combustible, con carbono previamente extraído de la atmósfera y que, por tanto, no altera el balance del mismo y sí evita el empleo de carbono fósil en forma de hidrocarburos.

6.2.1 Sistemas silvopastorales: sus componentes y relación con el carbono

En las Directrices del IPCC (1996) para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero se presentan instrucciones para el cálculo pormenorizado de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O),

halocarburos (HFC, PFC), hexafluoruro de azufre (SF₆), precursores del ozono y aerosoles, correspondientes a seis categorías de fuentes de emisión: *energía, procesos industriales, utilización de disolventes y otros productos, desperdicios, agricultura* (teniendo en cuenta las emisiones de GEI procedentes del el ganado doméstico, el cultivo de arroz, los suelos agrícolas, la quema prescrita de sabanas y la quema en el campo de residuos agrícolas) y *cambio del uso de la tierra y silvicultura*.

Los procesos de captura-emisión de CO₂ en un bosque constituyen un sistema complejo formado por cuatro grupos generales de almacenamiento de carbono (Montero, 2005): biomasa aérea, biomasa radical, materia orgánica en descomposición y productos forestales almacenados fuera del bosque. Dentro de un sistema silvopastoral podemos considerar los siguientes componentes o compartimentos a la hora de estudiar el papel que cada uno de ellos desempeña dentro del balance de carbono: cubierta arbolada, el suelo, el pasto, los animales:

▲Compartimento árbol: el árbol es el componente del sistema agroforestal que maximiza la capacidad de secuestrar carbono dentro de este tipo de sistemas, en comparación con sistemas exclusivamente agrícolas (Nair *et al.*, 2007).

El contenido de C en la biomasa arbórea de España para el año 2004 se cifraba en aproximadamente 78 millones de toneladas de las cuales, un 62,8% le corresponderían a las masas de frondosas y un 36,8% a las coníferas quedando el 0,4% fijado en el grupo de especies denominado laurisilva fayal-brezal (Montero, 2005).

Existen varios métodos de estimación de la biomasa (Pardé, 1980) como son el método del árbol medio, el de corta etc siendo el método de muestreo el más generalizado (Montero *et al.*, 2005; Gordon *et al.*, 2005) consistente en cortar, trocear y pesar por separado todas las fracciones de un árbol (fuste, ramas, hojas o acículas) y obtener funciones de regresión para cada fracción de biomasa que relacionan su peso seco con su diámetro normal. Balboa (2005) mediante el método de muestreo generalizado han determinado el contenido de C para diferentes especies forestales tal y como vemos en la Tabla 3 pudiendo considerarse un contenido medio de C de un 50% (Montero *et al.*, 2005; Merino, 2003).

	Madera	Corteza	Ramas gruesas	Ramas finas	Ramillos	Acículas hojas
<i>Pinus radiata</i>	0,504	0,541	0,513	0,525	0,532	0,527
<i>Pinus pinaster</i>	0,471	0,508	0,479	0,505	0,497	0,497
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,452	0,425	0,455	0,451	0,464	0,520
<i>Quercus robur</i>	0,484	0,512	0,484	0,502	0,507	0,503

Tabla 3. Media de las concentraciones de carbono (mg/gr) en los diferentes componentes de *Pinus pinaster*, *Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* (Balboa., 2005).

La acumulación de C en la biomasa aérea de *Pinus radiata* sobre antiguos terrenos agrícolas de Galicia se cifra en 5,7 t/ha año y para *Eucalyptus* spp. en 14,8 t/ha y año (Pérez-Cruzado *et al.*, 2006) mientras que otros autores estiman dichas acumulaciones en 3,9 y 5,5 t/ha y año cuando ambas especies se establecen en terrenos de monte (Merino *et al.*, 2003, 2005).

Por otra parte, existe otro compartimento dentro de la cubierta arbolada que debemos tener en cuenta al realizar el balance del ciclo de carbono como es *el mantillo* que se genera en el sotobosque y que, en el caso de las coníferas tendrá una mayor importancia dentro del balance de carbono ya que su degradación es más lenta que en el caso de las frondosas por su diferente composición (Prescott *et al.*, 2000). En este caso, para determinar el carbono secuestrado en el mantillo del bosque se suele estimar el contenido de mantillo en el bosque en un 10% del contenido en la biomasa viva (Rodríguez-Murillo, 2001) aunque para determinadas especies como *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* se ha estimado en un 18,90%; 33,65%, 5,62% del peso de la biomasa aérea, respectivamente y un 37,71% para *Quercus robur* (Balboa, 2005). Además, para *Eucalyptus* spp y *Pinus radiata* se estima que el contenido de C en el mantillo originado por estas especies (Pérez-Cruzado *et al.*, 2006) aumenta con la edad aunque tiende a estabilizarse a partir de los 10 años en el caso del eucalipto, y a partir de los 20 años en el caso del pino, alcanzando valores medios entre 18 y 36 t/ha año para eucalipto y 1,53 t/ha año para el pino.

♣Compartimento Suelo: este compartimento tiene un papel muy importante sobre el balance global de C en la atmósfera debido a su capacidad para incorporar C (a través de la fijación en biomasa y absorción de CH₄) o emitir C (en forma de CO₂ y CH₄). Dentro de este compartimento, el IPCC (1996) distingue tres tipos de emisiones:

- Las emisiones directas de N₂O procedentes de los suelos agrícolas, en las que incluye los sistemas de producción en invernadero y excluye los efectos del pastoreo de los animales.
- Las emisiones directas de N₂O procedentes de los suelos dedicados a la producción animal
- Las emisiones indirectas de N₂O procedentes del nitrógeno utilizado en la agricultura.

El suelo es el destino final de la mayoría del C fijado por la fotosíntesis en los ecosistemas terrestres, en muchos de los sistemas forestales la mayor parte del C orgánico se acumula en el suelo, donde parte de éste puede residir durante cientos de años (Bouwman, 1990). En el suelo existen diferentes formas de C, las orgánicas, procedentes en último caso del C previamente almacenado en la biota y las inorgánicas, una parte de las cuales se ha originado por la carbonatación del calcio liberado en los procesos de alteración mineral por el CO₂ atmosférico o el liberado por la respiración de los diferentes organismos del suelo, esto permite poder secuestrar C, tanto directamente en el suelo como indirectamente a través del compartimiento biótico (Macías *et al.*, 2005). En el caso de zonas húmedas como Galicia no se produce acumulación de C inorgánico en los suelos, por lo que este mecanismo no puede ser tenido en cuenta pero, al entrar el C exclusivamente por vía orgánica, son las interacciones suelo-planta y los posibles aportes de materia orgánica alóctona los procesos que deben ser considerados (Macías *et al.*, 2005).

La cantidad de C contenido en los suelos de España se cifra en 3700 Tg, siendo el valor medio de C de 76 Mg C ha⁻¹ (Rodríguez-Murillo, 2001). Según este mismo autor, los suelos forestales y no cultivados, que representan el 45% de la superficie total, acumulan el 50% del C total contenido en los suelos. Para Galicia, Macías *et al.* (2001) estiman un valor medio del C contenido en los suelos de Galicia de 150 Mg C ha⁻¹, y en torno a 139 Mg C ha⁻¹ según (Pérez-Cruzado *et al.*, 2006). Los suelos forestales y no cultivados, que constituyen el 80% de la superficie de Galicia representan alrededor del 95% del C acumulado en los suelos.

Por otro lado, estudios realizados en diferentes zonas de Galicia han permitido comprobar que los suelos cultivados tienen entre un 30 y un 50% menos de C que los suelos con vegetación natural o forestal bajo las mismas condiciones climáticas y litológicas, mientras que los suelos de praderas han perdido acumular entre un 25 y un 30% de su C original (Macías y Calvo de Anta, 2001).

▲Compartimento pasto: los pastos presentan una elevada capacidad de fijar carbono, aunque por lo general menor que el arbolado. Esto se debe a que la altura y la profundidad del componente forestal es mucho mayor. No obstante, si comparamos la capacidad del pasto para almacenar carbono con cultivos agrícolas, vemos que, debido al laboreo recurrente que se produce en este último caso, esta capacidad es mucho menor (Nair *et al.*, 2007).

Se ha demostrado que el número de especies presentes en una comunidad puede afectar a muchos aspectos relacionados con el funcionamiento del ecosistema (Naeem y Li, 1997; Kennedy *et al.*, 2002; Levine *et al.*, 2002), así una riqueza de especies más alta (S) coincide a menudo con una productividad más alta del sistema (Hooper *et al.*, 2005; Gillman y Wright, 2006), que se atribuye a un uso más completo de los recursos disponibles por parte de las especies presentes (complementariedad). La productividad se liga directamente a la fotosíntesis y a la respiración autótrofa e indirectamente a la respiración subterránea heterótrofa a través de la producción de los residuos de tipo orgánico y los exudados de las raíces (Larcher, 2003). La posibilidad de que la riqueza de especies afecte al balance de C se ha visto reforzada por las relaciones que se establecen entre la riqueza específica de la parte aérea y subterránea del sistema encontrada en algunos estudios (Stephan *et al.*, 2000) sugiriendo esto que las comunidades microbianas del suelo pueden verse afectadas por la pérdida de riqueza de especies.

Los pastos son importantes almacenadores de C (Goudraan 1990, Minani *et al.* 1993) a este respecto las combinaciones de plantas C₃ y C₄ tienen una mayor capacidad de incorporar CO₂ que cualquier otro sistema agroforestal, e incluso que los sistemas forestales artificiales (Montenegro y Abarcas, 2000). En este sentido, estudios realizados en el trópico húmedo muestran la capacidad de almacenar carbono de los nuevos tipos de pastos. Según Veldkamp (1997) una pastura de *Brachiaria* spp. retiene un 60% más de C que un pasto natural (*Axonopus compressus*), debido a la mayor biomasa y longevidad radicular, y al incremento en la acumulación de C en el suelo por el aporte de materia orgánica.

Fisher *et al.* (1994), encontraron que en zonas de pastos de Colombia se pueden llegar a almacenar alrededor de 234 t C/ha en un período de 6 años. En el trópico húmedo de Costa Rica, estudios del contenido de carbón total en el suelo mostraron valores entre 47,9 y 52 t/ha en pastos asociados con *B. brizantha*-*A. pintoi*, frente a 53,3

t C/ha fijadas en zonas de bosque en las mismas condiciones edáficas y climáticas (Ibrahim 1994, Torres 1995, Abarca 1996).

No obstante, el pasto está ligado al pastoreo y a la presencia del animal en el sistema, el cual tiene una elevada importancia desde un punto de vista de secuestro de carbono ya que produce gases con un notable efecto invernadero. En este sentido la presencia de árboles sobre la pradera puede mitigar este efecto en comparación con sistemas ganaderos basados en el pastoreo en los que no hay arbolado.

▲Compartimento animal: los animales domésticos como vacas, cabras, ovejas, cerdos y caballos emiten o producen metano (CH_4), el segundo gas de efecto invernadero más importante, después del dióxido de carbono (CO_2). De hecho, la mayoría de las emisiones de metano relacionadas con la ganadería son el resultado de la “fermentación entérica” de los alimentos producida por las bacterias y otros microbios en el intestino de los animales. Otra fuente es la descomposición del estiércol. De esta manera, el ganado es causante de alrededor de la cuarta parte de las emisiones de metano, un total de 100 millones de t/año.

El IPCC (1996) dentro del compartimento animal, estudia las emisiones de metano y óxido nitroso procedentes de la fermentación entérica y del manejo del estiércol:

-El metano procedente de la fermentación entérica en los herbívoros es una consecuencia del proceso digestivo durante el cual los hidratos de carbono se decomponen por la acción de microorganismos, en moléculas simples absorbidas por la sangre. En condiciones normales, los rumiantes son alimentados con forrajes, compuestos por celulosa. El proceso de fermentación, que tiene lugar en el rumen, provoca que los microorganismos desdoblen la celulosa, transformándola en productos que pueden ser absorbidos y utilizados por el animal. Estos organismos tienen relaciones complejas, que incluye mecanismos de competición y simbiosis, y su población se ve fuertemente influenciada por la composición de la dieta consumida por el animal (Berra y Finster, 2002). Tanto los rumiantes (como ganado vacuno y ovino) como los no rumiantes (cerdos y caballos) producen metano, sin embargo, los rumiantes son la fuente más importante ya que, en los animales no rumiantes (porcinos, equinos, mulares, asnales) la fermentación microbiana ocurre en el intestino grueso, que tiene una capacidad de producción de CH_4 mucho menor que el rumen (Berra y Finster,

2002). La cantidad de metano liberado depende del tipo, edad y peso del animal, así como de la cantidad y calidad del forraje ingerido.

- El metano procedente *del manejo del estiércol* obedece a su descomposición en condiciones anaeróbicas, que por lo general, se presentan cuando se cría un número elevado de animales en un área confinada. El metano se produce mediante la descomposición anaeróbica del estiércol, mientras que el óxido nitroso se forma como parte del ciclo del nitrógeno, a través de la desnitrificación del nitrógeno orgánico presente en el estiércol y en la orina del ganado. Cuando el estiércol se dispone en sistemas que promueven las condiciones anaeróbicas (por ejemplo, en forma líquida en lagunas, tanques o fosas), la descomposición de la materia tiende a producir metano. Cuando el estiércol se maneja en forma sólida (por ejemplo, almacenamiento en pilas) o queda depositado sobre el pasto y los campos naturales, tiende a descomponerse aeróbicamente y produce muy poco o nada de metano; la temperatura y la humedad influyen en el desarrollo de las bacterias responsables de su formación. La composición del estiércol, que depende de la dieta de los animales, también afecta la cantidad de metano producido, cuanto mayor es el contenido energético y la digestibilidad del alimento, mayor es el potencial de emisión de metano.

En Galicia, se han determinado las emisiones procedentes de la cabaña ganadera para el año 1990 (año de referencia del Protocolo de Kyoto) y el año 2000 mediante el cálculo de las emisiones derivadas de la fermentación entérica y del manejo del estiércol. Para realizar dichas estimaciones se incluyeron en el cálculo las ovejas, cabras, caballos, mulas y asnos, cerdos y aves de corral, ganado lechero y ganado no lechero, obteniéndose un aumento de las emisiones relacionado con el incremento de la cabaña no lechera y del ganado ovino (1,9 millones de CO₂ para el año 1990 y 2,2 millones de CO₂ para el año 2000).

III. Material y Métodos

1. LOCALIZACIÓN

El estudio planteado se realizó en la finca “Gayoso Castro” propiedad de la Excelentísima Diputación de Lugo, situada en el ayuntamiento de Castro Riberas de Lea (Figuras 4 y 5).

En el presente trabajo se expondrán los resultados obtenidos durante tres años de estudio 1995, 2000 y 2005, después de la implantación de la experiencia en 1995 donde el manejo fue realizado de forma consecutiva durante todos los años de duración de la experiencia (1995-2005).

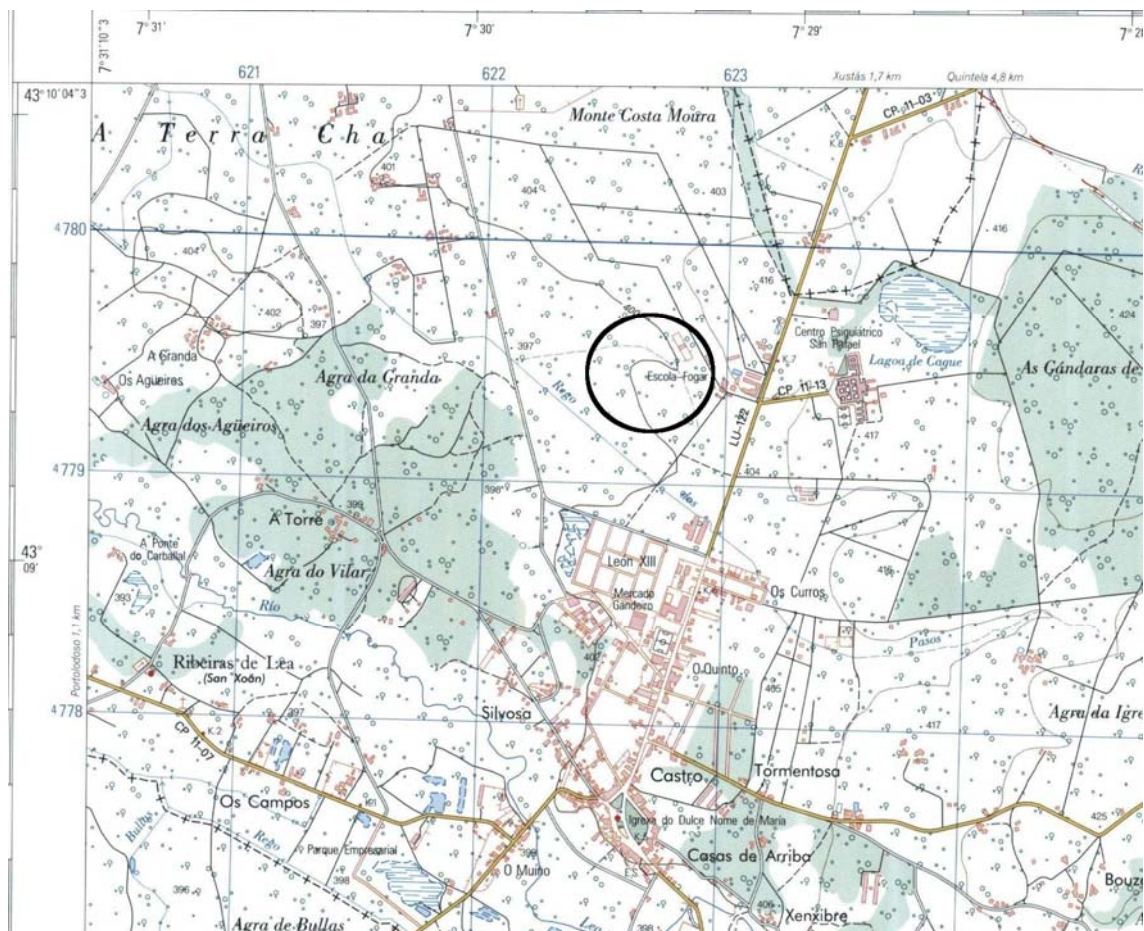


Figura 4. Plano de localización del ensayo (E: 1:25000)



Figura 5. Vista aérea de la zona de ensayo. (Fuente: GoogleEarth).

2. ESTUDIO CLIMÁTICO

La zona en la que se llevó a cabo la experiencia se localiza en la región bioclimática Atlántica (EEA, 2003).

Los datos empleados para llevar a cabo el estudio climático de la zona de ensayo pertenecen a la estación termopluviométrica de Rozas (Lugo), dependiente del Centro Meteorológico de Galicia y cuyas coordenadas son: 7° 23' N; 43° 06' W, situada a una altitud de 450 m snm. La diferencia de altitud entre la estación y la parcela es inferior a 100 metros, por lo que no consideramos necesario hacer correcciones altitudinales de los datos de precipitación y temperatura (Carballeira *et al.*, 1983). Se eligió dicha estación porque es la más próxima a la zona de estudio y presenta unas condiciones termopluviométricas similares a las del área en la que se desarrolla la experiencia.

A partir de los datos anteriores, correspondientes a los 30 últimos años, se han elaborado los diagramas ombrotérmicos de Gaussen o climogramas (Walter y Lieth, 1960), los diagramas bioclimáticos (Montero y Rebollar, 1983), así como las clasificaciones climáticas de Thornthwaite (Elías y Castellví, 1996), Allué y Papadakis (Carballeira *et al.*, 1983).

Finalmente, se analizaron las características climáticas de los tres años en los que se desarrolló la experiencia (1995, 2000 y 2005) mediante los diagramas ombrotérmicos de Gaussen.

2.1 Índices climáticos

Se determinaron las siguientes variables:

- Temperatura media de las mínimas del mes más frío: correspondiente al mes de febrero con una temperatura de 2,2 °C.

- Amplitud térmica:

- media anual (A): diferencia de las temperaturas medias del mes más cálido (T_c), en nuestro caso el mes de agosto con 18 °C y, del mes más frío (T_f) mes de enero con 5,8 °C. Por lo tanto, la amplitud térmica media anual de la zona es de 12,2 °C.

- extrema anual (A'): diferencia entre la temperatura media de las máximas del mes más cálido (T_{Mc}) y la temperatura media de las mínimas del mes más frío (T_{mf}). Siendo en nuestro $T_{Mc} = 24,1$ °C (agosto) y $T_{mf} = 2,2$ (febrero) y resultando una amplitud térmica extrema anual de 21,9 °C.

- Índice de Peguy: cuya expresión matemática es $P = Pe / [(Pa - Pe) / 3]$, siendo Pa = Precipitación anual y Pe = Precipitación estival (meses de junio, julio y agosto). Este índice, indicador de la regularidad de la distribución de las precipitaciones a lo largo del año, toma en nuestro caso el valor de 0,37 lo que nos indica que se trata de un régimen intermedio entre el régimen oceánico ($> 0,4$) y el mediterráneo ($< 0,3$).

- Índice de aridez de Martonne:

- anual: cuya expresión matemáticas es $I_a = P / (T + 10)$ siendo, P la precipitación anual media y T la temperatura media anual incrementada en 10 unidades. En nuestro caso no se registra aridez anual ya que $I_a > 20$.

- mensual: expresado por $i_a = (12 P_m) / (T^a_m + 10)$ siendo, P_m la precipitación mensual media y T^a_m la temperatura media mensual. Refleja aridez durante los meses de julio y agosto, ya que para esos meses $i_a < 20$.

Sin embargo, no se registraría aridez en la zona si tenemos en cuenta las modificaciones propuestas por Carballeira *et al.*, (1983) que indican que existe aridez cuando I_a ó $i_a < 10$.

2.2 Diagrama ombrotérmico de Gaussen

Partiendo de los datos de temperatura media y precipitación media registrados en la estación de Rozas en los últimos 30 años, hemos elaborado el diagrama ombrotérmico de Gaussen (Figura 6). Dicho diagrama nos permite observar aquellos meses en los cuales podrían registrarse sequías, correspondiéndose esta situación con los meses en los cuales los valores de la curva pluviométrica (Pm) son inferiores a dos veces la temperatura media (Carballeira *et al.*, 1983). En nuestra zona el periodo de sequía podría registrarse en los meses de julio y agosto.

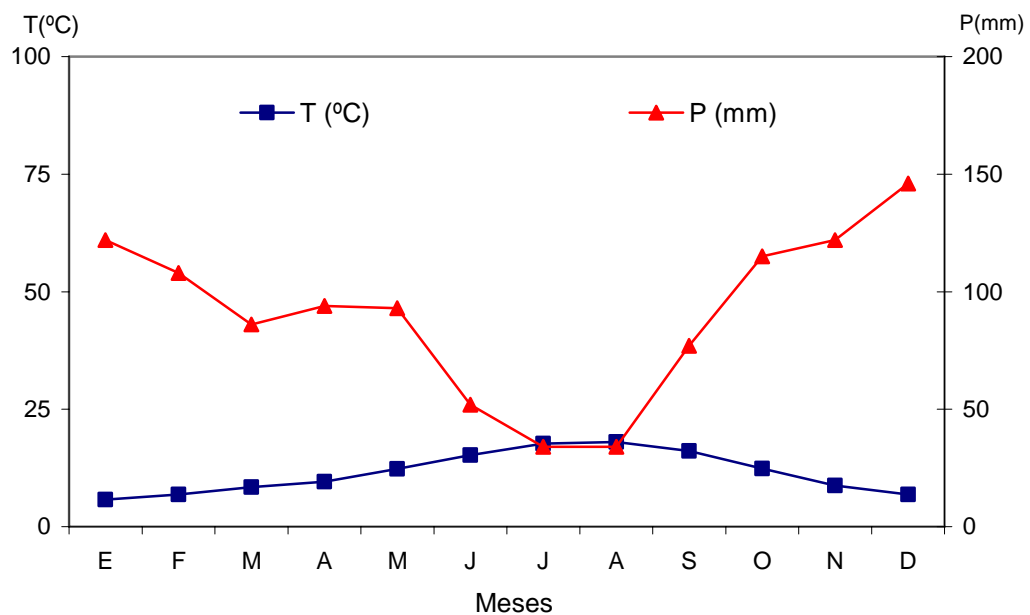


Figura 6. Diagrama ombrotérmico de Gaussen (T = temperatura media mensual considerando una serie de 30 años, P = Precipitación media mensual considerando una serie de 30 años).

2.3 Balance hídrico

Para estimar las necesidades hídricas de la vegetación se utiliza el concepto de evapotranspiración potencial (ETP), que Thornthwaite (1948) definió como “la cantidad de agua que perderá una superficie completamente cubierta de vegetación en crecimiento activo si en todo momento existe en el suelo humedad suficiente para su uso máximo por las plantas”. Martínez *et al.*, (2002) resume esa definición indicando que la ETP se refiere a la “pérdida de agua desde una superficie con cubierta vegetal, ya sea por evaporación del agua del suelo o por la transpiración de las plantas”.

Para el cálculo de la ETP se emplea la ecuación:

$$ETP = (0,457 T_m + 8.13) * k$$

Donde T_m es la temperatura media mensual y k es un valor climático mensual de variación lenta a lo largo de la geografía (Carballeira *et al.*, 1983). Así, se trata de una constante correspondiente a la situación geográfica de la capital de provincia donde está situada la estación meteorológica (Martínez *et al.*, 2002).

Cuando hay insuficiencia de humedad y ésta se prolonga las plantas detienen su actividad, produciéndose una disminución de la evapotranspiración, circunstancias en la que se define la evapotranspiración residual (e), que empíricamente se calcula como:

$$e = 0,2 * ETP$$

En la Tabla 4 se indican los valores mensuales que alcanzan la evapotranspiración potencial y la residual en el área de estudio, tomando como base los datos medios de precipitación y temperatura de los últimos 30 años.

Meses	k	T_m	Pm	ETP	e
Enero	0,95	5,8	122	10,2	2,0
Febrero	1,63	6,9	108	18,4	3,7
Marzo	3,31	8,4	86	39,6	7,9
Abril	4,84	9,6	94	60,6	12,1
Mayo	6,21	12,3	93	85,4	17,1
Junio	6,34	15,2	52	95,6	19,1
Julio	6,42	17,7	34	104,1	20,8
Agosto	5,51	18,0	34	90,1	18,0
Septiembre	3,59	16,1	77	55,6	11,1
Octubre	2,47	12,4	115	34,1	6,8
Noviembre	0,98	8,8	122	11,9	2,4
Diciembre	0,77	6,9	146	8,7	1,7

Tabla 4. Evapotranspiración potencial de la zona de estudio. k : constante bioclimática; T_m : temperatura media mensual de los últimos 30 años ($^{\circ}\text{C}$); Pm: precipitación media mensual de los últimos 30 años (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); e : evapotranspiración residual (mm).

A partir de todas estas variables se ha realizado el balance hídrico correspondiente a la zona (Tabla 5), según la metodología recogida por Carballeira *et al.*, (1983), para ello se ha considerado una capacidad de retención del suelo de 100 mm.

Meses	Pm	ETP	D	s	d
Enero	122	10,2	222,0	111,8	
Febrero	108	18,4	208,0	89,6	
Marzo	86	39,6	186,0	46,4	
Abril	94	60,6	194,0	33,4	
Mayo	93	85,4	193,0	7,6	
Junio	52	95,6	152,0		
Julio	34	104,1	90,4		13,7
Agosto	34	90,1	34,0		56,1
Septiembre	77	55,6	77,0		
Octubre	115	34,1	136,4	2,3	
Noviembre	122	11,9	222,0	110,1	
Diciembre	146	8,7	246,0	137,3	

Tabla 5. Balance hídrico de la zona de estudio. Pm: precipitación media mensual (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); D: disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm).

De estos datos se deduce que la disponibilidad hídrica se reduce de forma importante durante los meses de verano, registrándose déficits hídricos durante los meses julio y agosto, lo que indicaría que en dichos meses se podría producir una limitación en el desarrollo vegetal debido a la sequía.

2.4 Diagrama bioclimático

Los diagramas bioclimáticos son una representación de las intensidades bioclimáticas, las cuales miden la productividad potencial forestal (Carballeira *et al.*, 1983).

Existen varios tipos de intensidades bioclimáticas:

- Intensidad bioclimática potencial: $IBP(ubc) = (Tm - 7,5) / 5$

Tm: temperatura media mensual

Mide la actividad vegetativa máxima que puede proporcionar el clima y se define como el área comprendida entre la línea de temperaturas medias y la recta correspondiente a 7,5 °C. En este caso, si la temperatura media es mayor de 7,5 °C se habla de IBP cálida, mientras que si es menor de ese valor se trata de IBP fría y supone una paralización vegetativa.

- Intensidad bioclimática real: $IBR(ubc) = IBP * Cp$

$(Cp) = (D - e) / (ETP - e)$

Cp: coeficiente de pluviosidad

D: Disponibilidad hídrica (mm)

ETP: evapotranspiración potencial (mm)

e: evapotranspiración residual (mm)

Si $C_p > 1$, la producción se encontrara limitada únicamente por la temperatura ya que se consideran iguales IBR e IBP pues la intensidad real nunca puede ser mayor que la potencial.

Si $1 > C_p > 0$ la limitación hídrica es parcial y la actividad vegetativa se encuentra limitada, reduciéndose la producción real (IBR) con respecto a la potencial (IBP).

- Intensidad bioclimática seca (IBS): se produce cuando existe una limitación hídrica total ($D < e$) lo que da lugar a una paralización vegetativa. En este caso la intensidad bioclimática será negativa.

- Intensidad bioclimática condicionada (IBC): ésta se produce cuando, tras un período de sequía y una vez compensados los déficits hídricos, la producción se encuentra limitada en aquellas especies cuya recuperación hídrica es lenta (arbolado).

Los resultados de los cálculos anteriores para la zona de estudio se exponen en la Tabla 6.

Meses	Cp	IBP	IBF	IBR
Enero	26,8	-0,34	-0,34	
Febrero	13,9	-0,12	-0,12	
Marzo	5,6	0,18		0,18
Abril	3,8	0,42		0,42
Mayo	2,6	0,96		0,96
Junio	1,7	1,54		1,54
Julio	0,6	2,04		1,22
Agosto	0,2	2,10		0,4
Septiembre	1,5	1,72		1,72
Octubre	4,7	0,98		0,98
Noviembre	23,1	0,26		0,26
Diciembre	34,9	-0,12	-0,12	
TOTAL			-0,58	7,26

Tabla 6. Coeficiente de pluviosidad (C_p) e intensidades bioclimáticas (ubc) potencial (IBP), fría (IBF) y real (IBR) mensuales y anuales de la zona de estudio.

Una vez determinadas las intensidades bioclimáticas se elaboró el diagrama bioclimático (Figura 7) en el cual se observa que el desarrollo de la vegetación se encontraría limitado por el frío durante los meses de diciembre, enero y febrero ($T < 7,5$ °C), lo que conllevaría una reducción de la producción del pasto y del crecimiento del arbolado durante estos meses.

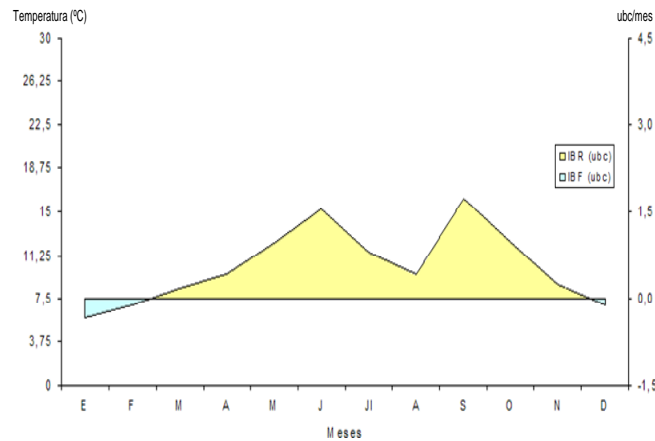


Figura 7. Diagrama bioclimático de la zona de estudio.

2.5 Clasificación climática de Thornthwaite

Basándonos en el balance hídrico realizado a partir de los datos de la estación seleccionada podemos clasificar el clima según el método de Thornthwaite (Carballeira *et al.*, 1983). Para ello nos basaremos en los siguientes índices:

- Índice de humedad: $I_h = 100 (S / N) = 87,6$

Donde S = exceso hídrico anual (mm) calculado como la suma de los excesos hídricos mensuales (s).

$N = ETP \text{ anual (mm)}$.

- Índice de aridez: $I_a = 100 (D' / N) = 11,36$

Donde D' = déficit hídrico anual (mm) calculado como la suma de los déficits hídricos mensuales (d).

- Índice hídrico anual: $I_{ha} = I_h - 0,6I_a = 80,78$

- Índice de la concentración estival de la eficacia térmica:

$C = 100(ETP \text{ estival} / ETP \text{ anual}) = 47,2$

De los valores de estos índices y de la ETP anual se deduce que se trata de un clima con una región de humedad tipo B₄ (*Húmedo IV*) ($80 < I_{ha} < 100$), una región térmica tipo B₁' (*Mesotérmico I*) (ETP entre 570 y 712), con *déficit de agua pequeño en verano (r)* (I_a entre 0 y 16,7) y con un contraste térmico tipo a' ($C < 48$), lo que nos indica que el grado de rigor del verano con respecto al resto del año es suave.

2.6 Clasificación climática de Allué

Esta clasificación establece una clave dicotómica con los factores siguientes:

Temperatura media del mes más frío ($t_f = 5,8\text{ }^{\circ}\text{C}$)

Precipitación media anual (mm) ($P = 1083\text{ mm}$)

Altitud ($h = 510\text{ m}$)

- Índice de aridez (número de meses en que $P < 2T$), siendo T la temperatura media anual en $^{\circ}\text{C}$. En nuestro caso son 2 meses.

Con estos valores, según Carballeira *et al.*, (1983) nos encontramos en la subregión fitoclimática *Mediterránea subhúmeda de tendencia centroeuropea*.

2.7 Clasificación climática de Papadakis. Periodo de heladas

La clasificación de Papadakis caracteriza el clima desde un punto de vista agroecológico. Para ello utiliza los valores extremos de las variables climáticas como factores limitantes en la distribución de distintos cultivos, a diferencia de la mayoría de las clasificaciones que utilizan valores medios.

Según esta clasificación, la parcela objeto de estudio se encuentra en una zona caracterizada por un invierno tipo *Avena cálido*, un verano tipo *Maíz*, con un régimen térmico del tipo *Templado cálido* y un régimen de humedad del tipo *Húmedo*. A partir de los regímenes térmicos y de humedad, podemos decir que nos encontramos en una zona que presenta un clima tipo *Templado cálido*, que resulta adecuado para el desarrollo del trébol, raigrases, dactilo, festucas, bromos y agrostis, entre otras especies pratenses.

Periodo de heladas:

Las estadísticas climatológicas de los últimos 30 años muestran que hay un periodo de cuatro meses al año en los que nunca se han registrado heladas, que son junio, julio, agosto y septiembre. Según Carballeira *et al.*, (1983), el número medio de días libres de heladas (n') puede calcularse según la expresión siguiente:

$$n' = 193,11 + 23,16 T_{mf}$$

Donde T_{mf} es la temperatura media de las mínimas del mes más frío en $^{\circ}\text{C}$.

En nuestro caso serían 220 días. Las fechas que delimitan el periodo libre de heladas se obtienen por interpolación gráfica (Carballeira *et al.*, 1983). En nuestro caso, la fecha de la última helada probable sería el 31 de marzo y la de la primera el 9 de noviembre, con un error de ± 3 días.

3. ESTUDIO EDAFOLÓGICO PREVIO

El suelo en el que se ha establecido nuestro sistema presenta textura franco-arenosa (61,14% de arena, 33,79% de limo y 5,07% de arcilla). Se trata de un suelo clasificado como Umbrisol (FAO, 1998) que previamente estuvo destinado al cultivo de patatas. El pH inicial en agua fue próximo a la neutralidad (6,8) indicándonos una buena disponibilidad de nutrientes para las plantas (Pota *et al.*, 2003), y su contenido en materia orgánica de un 8,03% característico de suelos dedicados a cultivos en Galicia (Calvo de Anta *et al.*, 1992). Presenta además un bajo contenido en N (0,33%) y una tasa de mineralización lenta favoreciéndose la acumulación de materia orgánica en el suelo (C/N: 14,11). En relación al nivel de metales pesados son bajos y se encuentran por debajo de los límites señalados por la legislación para el aporte de lodos en agricultura (RD 1310/90).

4. ESTABLECIMIENTO Y DISEÑO EXPERIMENTAL

A finales del invierno de 1995 se iniciaron las labores de preparación del terreno para el establecimiento del ensayo, realizándose una serie de labores previas consistentes en arado y pase cruzado de grada de discos.

Después de estas labores se procedió a la instalación del ensayo con un diseño de bloques al azar con tres réplicas. Para ello se dividió la finca en 72 parcelas, 36 de ellas con una superficie de 192 m² cada una (marco de plantación 3x4) y las 36 restantes con 64 m² cada una (marco de plantación 2x2). En la Tabla 7 puede observarse la distribución de las parcelas para cada marco de plantación.

En cada marco de plantación se distribuyeron aleatoriamente dos especies forestales, *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L., la primera procedente de planta en contenedor y la segunda a raíz desnuda. En cada unidad experimental se plantaron 25 árboles formando un cuadrado perfecto de 5 x 5 pies.

Dentro de cada cubierta arbolada se distribuyeron aleatoriamente dos mezclas de siembra: *Dactylis glomerata* L. var. Saborto (25 kg/ ha) + *Trifolium repens* L. var. Ladino (4 kg/ha) + *Trifolium pratense* L. var. Marino (1kg/ha) (mezcla **Dg**) y, *Lolium perenne* L. var. Tove (25 kg/ha) + *Trifolium repens* L. var. Ladino (4 kg/ha) + *Trifolium pratense* L. var. Marino (1kg/ha) (mezcla **Lp**). Posteriormente se procedió a la aplicación de tres tipos de fertilización: una tercera parte de las parcelas no se fertiliza (NF), otro tercio se fertilizó con abonado mineral mediante el aporte de abono complejo 8:24:16 (M) a una dosis de 500 kg/ha a finales de invierno y 40 kg de N por hectárea, en

forma de nitramón, después del segundo corte (mayo), y las restantes parcelas fueron fertilizadas con lodos de depuradora láctea (L) a una dosis de 154 m³/ha durante el primer año, lo que supuso unos aportes totales por hectárea de 160 kg de N/ha, 85,9 kg de P₂O₅ y 23,4 kg de K₂O (el aporte fue realizado mediante el uso de una cisterna). Las parcelas fertilizadas inicialmente con lodo (L) recibieron a partir del tercer año la misma fertilización que las parcelas fertilizadas con abono mineral (M).

a)

Mezcla siembra	Tratamiento aplicado	PINO	Tratamiento aplicado	ABEDUL
Dg	1	Lodo	7	Lodo
	2	Mineral	8	Mineral
	3	No fertilización	9	No fertilización
Lp	4	Lodo	10	Lodo
	5	Mineral	11	Mineral
	6	No fertilización	12	No fertilización

b) Marco de plantación 2x2

(camino)

A1	A8	A2	A12	A5	A11
A10	A4	A6	A3	A9	A7
B7	B1	B4	B9	B8	B10
B6	B5	C1	B2	B3	B11
C9	C3	B12	C4	C7	C12
C5	C6	C8	C11	C10	C2

c) Marco de plantación 3x4:

(camino)

A10	A11	A5	A12	A7	A8	A1	A3	A4
B4	B6	B8	B3	B10	B10	A6	A2	A9
C11	C1	C5	B2	B11	B1	B9	B7	B5
C12	C6	C7	C3	C2	C10	C4	C9	C8

Tabla 7. Distribución espacial de las parcelas establecidas y de los tratamientos aplicados en ellas. Donde A, B y C son bloques de parcelas y de 1 a 12 son los tratamientos aplicados en ellas (a), para cada marco de plantación 2x2 (b) y 3x4 (c).

En la Tabla 8 se muestran las características del lodo procedente de industria láctea aplicado durante el primer año en las parcelas L, en la parte superior, y el aporte total por hectárea de los distintos nutrientes en la parte inferior.

Composición	MS (%)	N kg m ⁻³	P ₂ O ₅ kg m ⁻³	K ₂ O kg m ⁻³	CaO kg m ⁻³	MgO kg m ⁻³
Lodos de lechería	25	1,3	0,55	0,15	1,7	0,21

Aporte	MS	N kg ha ⁻¹	P ₂ O ₅ g ha ⁻¹	K ₂ O kg ha ⁻¹	CaO kg ha ⁻¹	MgO kg ha ⁻¹
Lodos de lechería	-	160	85,9	23,4	265,6	32,8

Tabla 8. Composición y aporte de nutrientes con el lodo procedente de industria láctea aplicado en las parcelas fertilizadas con lodo (L). (Fuente: Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000).

Por otro lado, el contenido de metales pesados en el lodo de lechería empleado se encuentra por debajo de los límites señalados por la UE (Directiva 86/278/CEE) siendo dicho contenido de: Cd: 0,8 mg kg⁻¹ (20 mg kg⁻¹ UE); Cr: 14,8 mg kg⁻¹ (1000 mg kg⁻¹ UE), Cu: 39,1 mg kg⁻¹ (1000 mg kg⁻¹ UE); Ni: 11,6 mg kg⁻¹ (300 mg kg⁻¹ UE); Pb: 18,3 mg kg⁻¹ (750 mg kg⁻¹ UE) y Zn: 347,4 mg kg⁻¹ (2500 mg kg⁻¹ UE) (López-Mosquera *et al.*, 2005).

A continuación se muestra un esquema de las actuaciones realizadas desde la implantación del ensayo:

♠ Año 1995: Preparación de las parcelas

Aplicación de fertilización: NF: no fertilización.

M: 500 kg 8:24:16/ha + 40 kg N/ha (mayo)

L: 160 kg N/ha + 85.9 kg de P₂O₅ + 23.4 de K₂O.

Siembra de las mezclas pratenses dactilo (Dg) y raigrás (Lp).

Plantación de las especies arbóreas (pino y abedul).

Cortes realizados: julio y diciembre

♠ Años 1996 y 1997:

Aplicación de fertilización: NF: no fertilización.

M: 500 kg 8:24:16 /ha (marzo) + 40 kg N/ha (mayo)

L: no se aplica debido al teórico efecto diferido de la liberación lenta de nutrientes de estos fertilizantes orgánicos.

Cortes realizados: mayo, junio, julio y diciembre

♠ Años 1998, 1999 y 2000:

Aplicación de fertilización: NF: no fertilización.

M: 500 kg 8:24:16 /ha (marzo) + 40 kg N/ha (mayo).

L: 500 kg 8:24:16 /ha (marzo) + 40 kg N/ha (mayo).

Cortes realizados: mayo, junio, julio y diciembre

♠ Años 2001, 2002 y 2003*:

Año 2001	Poda de la cubierta arbolada
Aplicación de fertilización:	NF: no fertilización. M: 500 kg 8:24:16/ha (marzo) + 40 kg N/ha (mayo). L: 500 kg 8:24:16/ha (marzo) + 40 kg N/ha (mayo). Cortes realizados: mayo, junio, julio y diciembre

♠ Años 2004 y 2005:

Aplicación de fertilización:	NF: no fertilización. M: 500 kg 8:24:16/ha (marzo) + 40 kg N/ha (mayo). L: 500 kg 8:24:16/ha + 40 kg N/ha (mayo). Cortes realizados: mayo, junio, julio y diciembre
------------------------------	--

*: A partir del año 2003, incluido éste, los cortes de mayo y junio no se realizan en las parcelas repobladas con pino a marco 2x2 por no existir producción de pasto en las mismas, ya que se ha alcanzado la tangencia de copas. En estas mismas parcelas, la superficie de muestreo en los cortes de julio y diciembre fue de 1x1 m.

5. TRABAJOS DE CAMPO

5.1 Recogida de las muestras de suelo

La recogida de muestras de suelo se realizó a finales de cada año de estudio y en cada una de las parcelas experimentales. El muestreo de suelo se realizó al azar dentro de cada parcela utilizando una sonda, a una profundidad de 25 cm (establecida por legislación: RD 1310/90).

Las muestras (72 cada año) fueron tomadas en diciembre de 1995, marzo del 2001 y en enero de 2006. Una vez obtenidas las muestras éstas son llevadas al laboratorio, secadas al aire y tamizadas empleando un tamiz con luz de 2 mm.

5.2 Medición del arbolado

Para estimar el crecimiento de las especies arbóreas presentes en este estudio, *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L., se realizaron mediciones del diámetro y de la altura en cada año de estudio. En el caso del diámetro, durante los primeros años, las mediciones se realizaron con calibre a la altura del cuello de la raíz, pasando luego a medirse el diámetro normal de los diferentes pies con forcípula (año 1998 en el caso de *Pinus radiata* D. Don y año 1999 en *Betula alba* L.). Para realizar las mediciones de altura, durante el año 1995 y 2000 se empleó una pértega, mientras que el último año de

estudio, 2005, fue necesario el empleo de un hipsómetro, así mismo se empleó un calibre y una forcípula para el medir el diámetro en cruz.

Las mediciones, tanto de altura como de diámetro, se realizaron en los nueve árboles centrales de las parcelas con objeto de evitar el efecto borde que se produce en los árboles limítrofes de las mismas.

5.3 Muestreo del pasto

Durante los 10 años de estudio se ha procedido a la cosecha durante varias veces al año y a la recogida de muestras de pasto en las diferentes parcelas estudiadas, los seis árboles centrales de las mismas, cosechándose todo el forraje inmediatamente después del muestreo. Las labores de muestreo se realizan mediante el empleo de una segadora. Una vez segada la parte de la parcela comprendida entre los 6 árboles centrales de la misma se procede a pesar todo el pasto y, posteriormente se toma una muestra representativa que se etiqueta convenientemente y se lleva al laboratorio.

Durante el año de establecimiento del ensayo (1995) sólo se realizaron dos cortes, correspondientes a los meses de julio y diciembre, mientras que en los años siguientes (desde 1996 al 2005) los cortes realizados se corresponden con los meses de mayo, junio, julio y diciembre, aunque en el último año de estudio (2005), en las parcelas establecidas bajo cubierta de pino a marco de plantación 2x2, no se recogieron muestras en los dos primeros cortes del año, realizándose en este caso las estimaciones correspondientes a los meses de julio y diciembre en parcelas segadas de 1 x 1 m. En este estudio se presentarán los resultados correspondientes a los años 1995, 2000 y 2005.

6. DETERMINACIONES EN EL LABORATORIO

6.1 Determinaciones en suelo

Una vez secadas y tamizadas las muestras de suelo recogidas en el campo se procede a la determinación de diferentes parámetros tales como pH (en agua y ClK), materia orgánica y nitrógeno con los métodos descritos a continuación. Estas determinaciones nos van a permitir hacernos una idea de la evolución de la fertilidad de los suelos sometidos a los diferentes tratamientos aplicados.

6.1.1 Materia orgánica

Para la obtención del contenido de materia orgánica del suelo primero se determinó el contenido de carbono total por oxidación con dicromato potásico en medio ácido y se valoró con una sal de sulfato ferroso (sal de Mohr) siguiendo el método Saverlandt (Gutián y Carballas, 1976). Los resultados obtenidos se expresan en tanto por ciento en peso de carbono. La cantidad de materia orgánica se obtiene multiplicando la cantidad de carbono por el factor de Van Bemmelen (1,724) y se expresa en tanto por ciento seco al aire.

6.1.2 Nitrógeno total en suelo

Para la determinación del nitrógeno se utilizó un autoanalizador TRAACS-800+, después de realizar una digestión microkjeldahl (Castro *et al.*, 1990).

Para esta determinación se siguió el método nº US-786-86 A de Bran Luebbe (1979). Se trata de un método colorimétrico en el que se forma un complejo verde esmeralda por la reacción de amoníaco, salicilato sódico, sodionitroprusiano e hipoclorito en un medio tamponado a pH 12,9-13,1 el complejo formado es el salicilato amónico que se lee a una longitud de onda de 660 nm.

6.1.3 pH

La determinación del pH tanto en agua como en CLK 0,1 M se llevó a cabo en todas las muestras recogidas, para ello se procedió de la siguiente manera:

Se pesaron 10 gr de suelo y se les añadieron 25 ml de agua destilada o CLK. Esta mezcla se dejó reposar durante 10 minutos, en el caso del pH en agua y durante 2 horas en la determinación del pH en CLK (Gutián y Carballas, 1976); pasado este tiempo, se leyó el pH con el pHmetro (pH METER GLP 21 CRISON).

6.2 Determinaciones en pasto

Con las muestras de pasto recogidas en el campo se realiza una subdivisión en el laboratorio en dos submuestras de entre 95-105 gr de peso.

A continuación, en una de las submuestras se realiza la separación botánica de todas las especies presentes, que posteriormente se secan en estufa (durante tres días a una temperatura de 60°C) y se pesan para determinar su peso seco.

A partir de estos datos se procedió a realizar estudios sobre las variables de producción, composición botánica y biodiversidad.

Con la otra submuestra de pasto, aunque no es objeto de este trabajo, una vez secada en estufa (durante dos días a una temperatura de 60°C) y molida, se analiza químicamente para obtener los macronutrientes y micronutrientes en pasto (Mosquera-Losada *et al.*, 2006).

6.2.1 Producción

La producción de pasto de las parcelas estudiadas se determinó a partir de las muestras de pasto recogidas en el campo durante los años de estudio. Se ha dividido el estudio de producción en dos apartados:

-Producción de biomasa anual: en este caso se ha procedido a obtener los datos de biomasa, entendida esta como la suma de la producción de pasto, material senescente y acículas presente en las parcelas en cada uno de los años de estudio.

-Producción de pasto, material senescente y acículas en cada uno de los cortes realizados en los tres años de estudio. En el caso de las parcelas establecidas bajo cubierta de abedul las hojas de esta especie se han incluido en material senescente ya que el porcentaje de las mismas es muy reducido.

6.2.2 Biodiversidad

Las determinaciones realizadas en el apartado de biodiversidad se llevaron a cabo partiendo de los datos obtenidos de las separaciones botánicas realizadas en cada uno de los tres años de estudio. Una vez identificadas todas las especies presentes en las diferentes parcelas y conocida su proporción relativa en términos de porcentaje se ha procedido a determinar una serie de índices relacionados con la biodiversidad alpha (riqueza de especies de una comunidad particular) y la biodiversidad beta (grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades) elegidos entre los descritos en Moreno (2001) y Magurran (1989). Durante el último año de estudio presentado (2005) en las parcelas establecidas bajo cubierta de pino a marco 2x2 la superficie de muestreo se reduce a 1 m², mientras que en el resto de las parcelas la superficie en la cual se toman las muestras de pasto continúa siendo la limitada por 6 árboles interiores. Aunque la biodiversidad depende de la superficie de muestreo (Magurran, 1989), en nuestro caso y en el año señalado la biodiversidad en ambas superficies sería comparable, ya que bajo cubierta de pino a 2x2 se encontraron principalmente acículas y dactilo en toda la parcela, por lo que el aumento de la superficie de muestreo no modificará el número de especies encontrado.

6.2.3 Composición específica

La composición específica se determinó, para cada uno de los cortes realizados y tratamientos establecidos, en cada año de estudio. Para determinar dicha composición se eligieron por un lado las especies sembradas *Dactylis glomerata* L., *Lolium perenne* L. y *Trifolium* spp. y por otro aquellas especies que tuvieron una mayor presencia en las parcelas (*Holcus* spp., *Daucus carota* L., *Taraxacum officinale* Weber, *Plantago lanceolata* L.).

6.2.4 Diagramas de abundancia

Como hemos indicado anteriormente, el sistema que vamos a estudiar está constituido por el establecimiento de dos tipos de parcelas, sembradas con dactilo y con raigrás, en las que se han realizado tres tratamientos de fertilización diferentes (fertilización con lodo de industria láctea, fertilización mineral y no fertilización) y que se han desarrollado bajo cubierta de pino insigne y abedul con dos marcos de plantación (2x2 y 3x4). A partir de los datos recopilados en los 10 años de estudio, hemos procedido a la elaboración de los diagramas de abundancia anual para cada uno de los tratamientos llevados a cabo, aunque únicamente se presentan 3 años (1995, 2000 y 2005). Dichos diagramas pretenden reflejar la evolución relativa de las especies en estos tratamientos en tres momentos de evolución del sistema: situación de partida (1995), intermedia (2000) y actual (2005).

Para elaborar los diagramas de abundancia se ha procedido de la siguiente manera:

1. Como ya hemos comentado, en cada uno de los cortes llevados a cabo se ha procedido a realizar la separación botánica de una submuestra de cada una de las muestras de pasto tomadas en cada parcela. Una vez secada en estufa, cada una de las especies presentes es pesada para obtener su peso seco.
2. Obtenido el peso seco por corte de cada especie, el siguiente paso consistió en determinar la producción anual de cada una de las especies y a partir de ahí, su abundancia relativa en términos de tanto por uno.
3. El siguiente paso consistió en la elaboración de los diagramas de abundancia para lo cual se ordenaron las especies de más a menos abundantes (Magurran, 1989).

6.2.6 Biodiversidad alfa (α)

Para determinar la biodiversidad alfa (Moreno, 2001), lo más conveniente es presentar valores tanto de riqueza específica como de algún índice de la estructura de la comunidad, de manera que ambos parámetros sean complementarios en la descripción de la diversidad.

6.2.5.1 Riqueza específica (S)

Para llevar a cabo la medición de la riqueza específica se empleó el índice de Riqueza específica (S) el cual nos indica el número total de especies en cada una de las parcelas. Para obtener este índice partimos de los datos de las separaciones botánicas realizadas, con dichos datos se realiza una transformación logarítmica para normalizarlos y, mediante el correspondiente ANOVA factorial, se ha obtenido el número medio de especies para cada uno de los tratamientos aplicados.

6.2.5.2 Estructura (Índices de abundancia proporcional)

Existen diferentes métodos que nos permiten determinar la estructura de la comunidad, como modelos paramétricos, no paramétricos e índices de abundancia proporcional (Moreno, 2001), siendo éstos últimos los determinados en nuestro caso.

Estos índices se clasifican en índices de equidad, aquellos que tienen en cuenta el valor de importancia de cada especie, e índices de heterogeneidad, que además del valor de importancia de cada especie consideran el número total de especies en la comunidad (Peet, 1974). Cualquiera de estos índices acentúa el grado de dominancia o la equidad de la comunidad por lo que, según Moreno (2001) para fines prácticos resulta más adecuado clasificarlos en índices de dominancia e índices de equidad.

Para llevar a cabo la determinación de los siguientes índices, debido al tipo de datos de los que se ha partido (proporción relativa con respecto a la relación porcentual del peso seco de cada especie), el número de individuos es reemplazado por la biomasa relativa siguiendo lo descrito en Magurran (1989).

6.2.5.2.1 Índice de Simpson

Este índice manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, y se determina mediante la siguiente ecuación

$$\lambda = \sum p_i^2$$

donde p_i = abundancia proporcional de la especie i , calculada como el peso seco de la especie i , dividido por el peso seco total de la muestra.

Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como **1- λ** (Lande, 1996).

Para hacer el cálculo del índice de biodiversidad de Simpson ($1-\lambda$) en aquellas muestras en las que solamente había acículas, se asignó el valor de 1 al índice de Simpson ya que al no existir ninguna especie la biodiversidad es mínima.

6.2.5.2.2 Índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949)

Índice que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y logaritmo de S (nº total de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988). Se determinará aplicando la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde p_i = abundancia proporcional de la especie i , calculada como el peso seco de la especie i , dividido por el peso seco total de la muestra.

6.2.5.2.3 Equidad de Pielou

Índice que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1 correspondiéndose este último con la situación en la que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988). Su expresión es la siguiente:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

donde; H'_{\max} = índice de Shannon máximo; $H'_{\max} = \ln(S)$

H' = índice de Shannon.

S = número total de especies.

6.2.6 Biodiversidad beta (β)

La biodiversidad beta o diversidad entre hábitats es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Moreno, 2001). La medición de la diversidad beta se basa en proporciones o diferencias (Magurran, 1988) las cuales pueden evaluarse con base a índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia/ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura...) o bien con índices de diversidad beta (Magurran, 1988).

6.2.6.1 Índices de similitud/disimilitud: Índice de Jaccard

Estos índices expresan el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta ya que esta se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Magurran, 1988).

Índice de Jaccard: este índice varía entre 0, cuando no hay especies compartidas entre dos lugares, hasta 1 cuando ambos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno, 2001). Se determina mediante la siguiente ecuación:

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Este índice se utilizará para comparar por un lado, la evolución de las parcelas comparando la situación inicial (año 1995) con la situación final (año 2005) de manera que:

a = número de especies presentes en las parcelas repobladas con pino o abedul en el año 1995.

b = número de especies presentes en las parcelas repobladas con pino o abedul en el año 2005.

c = número de especies presentes en las dos situaciones

y por otro lado, comparar las dos cubiertas arboladas establecidas de manera que:

a = número de especies presentes en las parcelas repobladas con pino.

b = número de especies presentes en las parcelas repobladas con abedul.

c = número de especies presentes en los dos tipos de parcelas establecidos.

6.2.6.2 Índices de reemplazo de especies: Índice de Magurran (1988)

Estos índices se basan en datos cualitativos, es decir, en la presencia o ausencia de las especies (Moreno, 2001). Se determinará el índice de Magurran (1988) con el que el valor de la diversidad beta aumenta conforme el número de especies en los dos sitios evaluados aumenta y también cuando se vuelven más diferentes. Su expresión es:

$$\beta = (a + b)(1 - I_j)$$

donde I_j = similitud de las parcelas de pino y abedul medida con el índice de Jaccard.

a = número de especies presentes en las parcelas repobladas con pino.

b = número de especies presentes en las parcelas repobladas con abedul.

6.2.6.3 Índice de Complementariedad

El concepto de complementariedad se refiere al grado de disimilitud entre pares de biotas. Para obtener su valor se procede de la siguiente manera:

- primero se determina la riqueza total (S_{AB}) para los dos tipos de parcelas establecidos

$$S_{AB} = a + b - c$$

donde a : número de especies de las parcelas de pino

b : número de especies de las parcelas de abedul

c : número de especies comunes entre las parcelas de pino y abedul.

- en segundo lugar, se procede a determinar el número de especies únicas en cualquiera de los dos tipos de parcelas establecidos

$$U_{AB} = a + b - 2c$$

U_{AB} = número de especies únicas en cada tipo de parcela

A partir de estos valores se determina la complementariedad (C_{AB}) existente entre las parcelas de pino y las de abedul como

$$C_{AB} = U_{AB} / S_{AB}$$

La complementariedad variará entre 0, cuando los dos ecosistemas comparados sean idénticos en composición de especies, y 1 cuando las especies de ambos sean completamente diferentes (Colwell y Coddington, 1994).

7. CARBONO

En este apartado se ha procedido a determinar la capacidad de fijación de carbono que tienen los diferentes sistemas implantados. Para ello, debemos indicar que de los 24 tratamientos establecidos únicamente se presentan aquellos en los que el desarrollo diametral de la cubierta arbolada ha sido **menor/mayor**, reduciéndose por lo tanto la realización del balance de carbono al estudio de:

- 4 tratamientos en el caso de las parcelas establecidas bajo una mayor densidad de plantación: 2 bajo cubierta de pino (fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L) en ambos casos con mezcla de raigrás (Lp)) y 2 bajo cubierta de abedul (tratamientos de no fertilización (NF) + siembra de raigrás (Lp) y tratamiento de fertilización con lodo (L) + siembra de dactilo (Dg)).

- 4 tratamientos en las parcelas bajo menor densidad de plantación: 2 de ellos bajo cubierta de pino (fertilización mineral (M) + siembra de dactilo (Dg) y fertilización con lodo (L) + siembra de raigrás (Lp)) y 2 bajo cubierta de abedul (no fertilización (NF) + siembra de raigrás (Lp) y fertilización mineral (M) + siembra de dactilo (Dg)).

Por lo tanto, se evaluarán un total de 8 tratamientos.

Como lo que se pretende evaluar es un sistema silvopastoral, debemos tener en cuenta, en el balance de carbono, los animales que se sostendrían con este sistema. Se supone por tanto un pastoreo con ganado ovino. De los distintos sistemas de manejo que se proponen para el ganado ovino destinado a la producción de carne en Galicia (Zea-Salguero, 1992) y teniendo en cuenta las características particulares de nuestro sistema y de la zona en la cual se desarrolla, hemos considerado que el que mejor se adapta a nuestras características es el formado por ovejas de raza gallega, de 35 kg de peso vivo y destinadas a la producción de carne.

Por otro lado, se pretende evaluar el balance de carbono en el último año de estudio (2005). Para ello se ha procedido a separar el sistema en sus diferentes componentes: cubierta arbolada, pasto, suelo y animal, los cuales se muestran en la Figura 8, y se ha seguido la metodología planteada por el IPCC (1996).

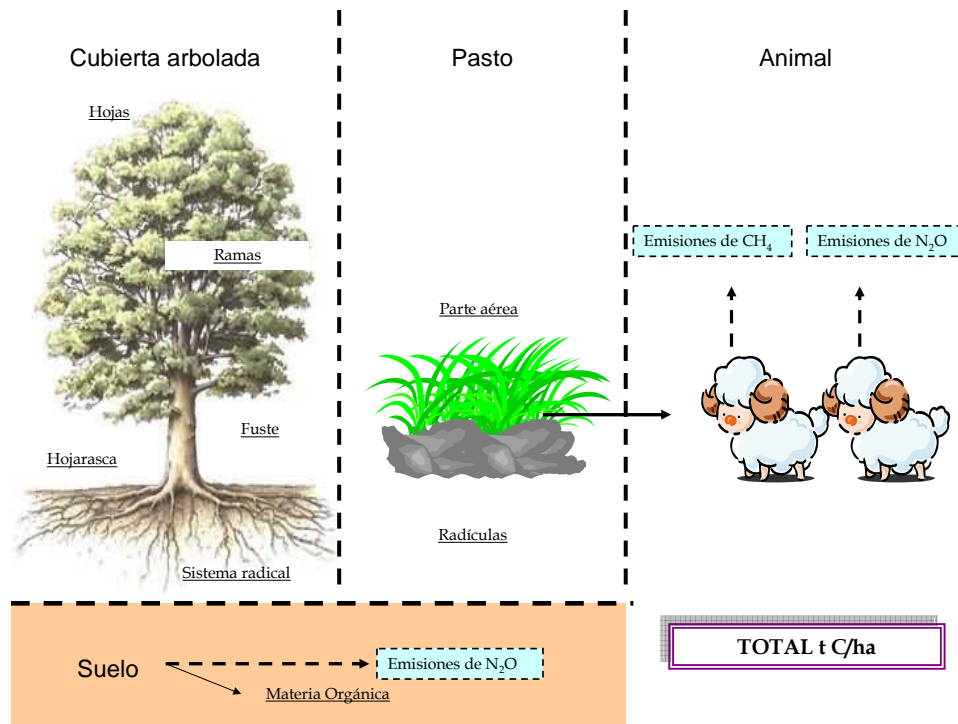


Figura 8. Esquema empleado para la determinación de la fijación de carbono en las diferentes partes del sistema considerado.

7.1 Determinaciones de carbono en el estrato arbóreo

En este apartado se determinó el contenido de carbono tanto en la biomasa aérea de la cubierta arbolada (constituida por las hojas, ramillas, ramas finas y ramas gruesas) como en la parte radical y en la hojarasca caída al suelo del siguiente modo:

7.1.1 Biomasa aérea y radical

Partiendo del diámetro medio medido en el último año de estudio (2005), de los pies presentes en cada uno de los tratamientos estudiados, se ha procedido a la determinación del contenido de carbono en la parte aérea y radical de la cubierta arbolada. Para ello hemos empleado las ecuaciones obtenidas por Montero *et al.* (2005) para plantaciones de *Pinus radiata* D. Don y *Betula* spp (Tabla 9). Dichas ecuaciones nos permitieron obtener, en primer lugar, la biomasa aérea del sistema (biomasa de hojas verdes, ramillas, ramas finas y ramas gruesas). Una vez obtenido este valor, el siguiente paso consistió en calcular el contenido de carbono correspondiente a dicha biomasa, multiplicando por un valor medio de 0,50 (Merino, 2003; Montero *et al.*, 2005).

Pinus radiata D.Don					
Y	Parámetros		R ² _{adj}	SEE	Función
	a	b			
BT	-2,61093	2,48739	0,977	0,19327	Y = CF*A*d ^b
BF	-3,02878	2,56358	0,976	0,20008	
BR ₇	-10,5693	3,64861	0,710	0,52533	
BR ₂₋₇	-4,12515	2,1173	0,746	0,61540	
BR ₂	-3,53532	1,75877	0,669	0,61607	
BA	-5,03445	2,05803	0,739	0,60952	
Br	-2,78485	2,14449	0,939	0,30954	
Betula spp.					
Y	Parámetros		R ² _{adj}	SEE	Función
	a	b			
BT	-1,60855	2,26855	0,981	0,124949	CF= e ^{SEE^{2/2}} A= e ^a
BF	-2,09231	2,32560	0,970	0,161110	
BR ₇	-7,84245	3,25429	0,476	0,683245	
BR ₂₋₇	-2,70462	1,97187	0,871	0,297643	
BR ₂	-2,65716	1,64983	0,747	0,373270	
BH	-3,28444	1,59452	0,720	0,386253	
Br	-2,41805	2,01124	0,775	0,402970	

(Fuente: Montero *et al.*, 2005)

Tabla 9. Valores de los parámetros a y b de la función $Y = CF * A * d^b$, del coeficiente de determinación ajustado (R^2) y el error estándar de la estimación (SEE) para cada especie y fracción de biomasa, donde: CF: factor de corrección calculado a partir del error estándar de la estimación SEE ; d : diámetro (cm); BT: Biomasa aérea total del árbol; BF: Biomasa del fuste; BR₇: biomasa de las ramas de diámetro mayor de 7 cm; BR₂₋₇: biomasa de las ramas de diámetro entre 2 y 7 cm; BR₂: biomasa de las ramas de diámetro menor de 2 cm; BA: biomasa de las acículas; BH: biomasa de las hojas y Br: biomasa de la raíz.

7.1.2 Hojarasca

Dentro del componente arbolado, además de determinar el contenido en carbono en la parte aérea y radical, se tuvieron en cuenta las aportaciones de carbono que se producen por efecto de la descomposición de las hojas caídas en la parcela. Para ello, en primer lugar se estimó la cantidad de acículas en el pasto durante el último año de ensayo (2005), a partir de la composición botánica obtenida en cada uno de los tratamientos evaluados.

A continuación, para obtener el contenido de carbono en las acículas se multiplicó por el factor 0,49 (Gómez-Rey, 2002).

En el caso de los tratamientos establecidos bajo cubierta de abedul, no se han tenido en cuenta las hojas caídas en la parcela por entender que el cómputo de dichas hojas ya ha sido incluido en la biomasa aérea del árbol y en el material senescente del pasto al ser la hojarasca, en este caso, un componente muy móvil en el sistema debido a que es una especie caducifolia y a que no se ha producido una tangencia de copas que desfavorece la incorporación al suelo de las hojas. De hecho, a partir de los datos de

composición botánica de otoño observamos que la relación porcentual de este componente es muy reducida y se ha incluido dentro del material senescente.

7.2 Determinaciones de carbono en el componente suelo del sistema

A partir de las muestras de suelo tomadas en el último año de estudio (2005) se obtuvo el porcentaje de carbono en cada uno de los tratamientos estudiados tal y como se ha explicado en el apartado de materia orgánica (véase apartado 6.1.1 de la sección material y métodos). A continuación, para determinar el contenido de C en cada uno de los tratamientos se tuvo en cuenta la densidad del suelo ($1,1 \text{ gr/cm}^3$) y la profundidad de muestreo (25 cm):

$$C \text{ (t/ha)} = (\%C * \text{peso de suelo} * \text{densidad de plantación}) / 100$$

7.3 Determinación de carbono en el componente herbáceo

Durante el último año de estudio (2005), y partiendo de los datos de producción de materia seca de pasto obtenida en cada uno de los tratamientos objeto de estudio, se ha determinado el contenido de carbono en el estrato herbáceo, distinguiendo entre la parte aérea y la radical del mismo.

7.3.1 Contenido de carbono en la parte aérea del estrato herbáceo

Para determinar el contenido de carbono en la parte aérea del estrato herbáceo debemos tener en cuenta la carga ganadera media que los diferentes tratamientos estudiados son capaces de mantener.

7.3.1.1 Determinación de la carga ganadera del sistema

Como ya hemos señalado, el tipo de ganado que se ha considerado más apropiado para las características de nuestros sistemas es el ovino de raza gallega, destinado a la producción de carne. A lo largo del año las ovejas permanecerán en pastoreo aproximadamente 7 meses (abril-mayo-junio-julio-1/2 septiembre-octubre-noviembre- 1/2 diciembre), y el resto del año estarán estabuladas alimentándose de hierba ensilada complementada con pienso (Figura 9). Este periodo de pastoreo/estabulación es el habitual en la zona (Mosquera y González, 1998) y deriva de las características climáticas que limitan el crecimiento del pasto en verano por la sequía y en invierno por las bajas temperaturas. Las necesidades alimenticias consideradas para

realizar los cálculos fueron de 1,74 Kg MS/oveja y día en pastoreo (Flores *et al.*, 1992) y 0,75 Kg MS silo/oveja y día en estabulación (Zea-Salgueiro, 1992).

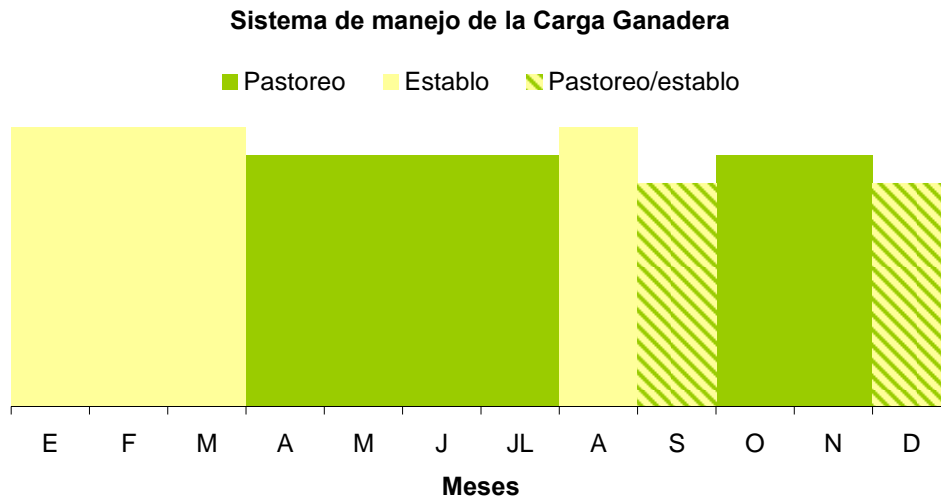


Figura 9. Sistema de manejo propuesto para la carga ganadera considerada.

- *Cálculo de la carga ganadera (CG_1)*

El cálculo de la carga ganadera (CG_1) se realizó partiendo de los datos de producción de materia seca de cada tratamiento evaluado y de las necesidades alimenticias del ganado mediante la aplicación de la siguiente ecuación:

$$CG_1(\text{ovejas/ha}) = \frac{\text{Prod}}{\text{Consumo}}$$

donde: Prod: Producción de pasto en el año 2005

Consumo: Necesidades alimenticias anuales de las ovejas

- *Cálculo de las necesidades de silo*

Partiendo de las necesidades de silo que tiene una oveja a lo largo del día (0,75 kg MS silo/día (Flores *et al.*, 1992), y conocida la carga ganadera y el número de días al año que permanecen estabuladas, se determinarán las necesidades de silo:

$$\text{Silo} = 0,75 * CG_1 * 150$$

donde:

0,75 = kg de materia seca de silo que necesita una oveja al día

CG_1 = carga ganadera general

150 = días que permanece estabulada una oveja al año según nuestro sistema de manejo

Señalar que la superficie destina a la producción de silo se encuentra en zona desarbolada.

- *Determinación de la superficie de ensilado*

Para determinar la superficie de ensilado necesaria partimos del dato de que 1 ha produce 7,096 t MS silo/año (Mosquera-Losada y González, 1998), por lo tanto a partir de los datos anteriores calcularemos la superficie de silo necesaria.

$$\text{Superficie ensilado} = (\text{Necesidades de silo}) / (\text{Producción de silo/ha})$$

- *Determinación de la Carga Ganadera general (CG)*

Una vez determinada la superficie de silo necesaria se determina la carga ganadera general (CG) del sistema aplicando, para ello, la siguiente ecuación:

$$CG = CG_1 / (1 \text{ ha} + \text{Superficie de silo})$$

donde; CG_1 = Carga ganadera

El contenido de carbono correspondiente a la parte aérea del estrato herbáceo se ha determinado teniendo en cuenta, por un lado el pasto que es necesario durante la época de pastoreo en el último año (año 2005) y por otro lado el necesario para el ensilado teniendo en cuenta que la hierba para ensilar sufre una reducción por pérdidas en peso de un 15% (Mosquera-Losada y González, 1998).

Una vez calculadas las necesidades anuales de pasto, se determina la cantidad de materia orgánica que hay en el mismo, para ello tendremos en cuenta que el porcentaje de materia orgánica encontrado en parcelas mixtas evaluadas en Galicia es de un 90,36% (Flores *et al.*, 1992).

$$MO_{\text{pasto}} = (\text{Kg MS pasto/ha}) * 0,9036$$

El contenido de carbono en pasto será el 50% de la materia orgánica (Montero, 2005)

7.3.2 Contenido de carbono en la parte radical del estrato herbáceo

Para llevar a cabo la determinación del contenido de carbono en la parte radical del pasto, en primer lugar se tomaron muestras de suelo en cada una de las parcelas estudiadas a una profundidad de 15 cm, a continuación se lavaron con agua a presión sobre un tamiz (2 mm), se secaron y se determinó la biomasa radical presente en las parcelas obteniéndose una relación Raíz/Parte aérea de un 32,37%. Una vez determinada dicha relación y, partiendo de las necesidades totales de pasto (pasto durante la época de pastoreo + pasto para ensilado) obtenidas en cada uno de los tratamientos estudiados, a través del cálculo de la carga ganadera, determinaremos la biomasa radical presente en nuestras parcelas sin distinguir entre raíces finas del arbolado y raíces del pasto. Una vez obtenida la biomasa radical, el siguiente paso consiste en calcular el contenido de carbono presente en ellas, dicho contenido se cifra en un 49,67% (Gordon, 2005).

7.4 Emisiones de carbono por parte del ganado

Una vez calculadas las cargas ganaderas en cada uno de los tratamientos se determinan las emisiones de CO₂ procedentes del manejo del ganado ovino presente en los mismos. Comenzaremos calculando, en primer lugar, las emisiones de metano y después las emisiones de N₂O para seguidamente determinar los equivalentes en CO₂. Para llevar a cabo estas determinaciones se han seguido las “pautas” o “recomendaciones” del IPCC (1996).

7.4.1 Cálculo de las emisiones de metano (CH₄)

Dependen del tipo, edad y peso del animal y de la cantidad y calidad del forraje (IPCC, 1996). El cálculo se realiza aplicando un factor de emisión al número de animales en un intervalo anual.

Para obtener las emisiones de metano (CH₄) procedentes del ganado es necesario, por un lado, calcular las emisiones derivadas de la fermentación entérica (E_{fer}) y por otro lado las emisiones procedentes del manejo del estiércol (E_{est}). Los cálculos realizados se detallan a continuación.

7.4.1.1 Cálculo de las emisiones procedentes de la fermentación entérica (E_{fer})

El metano procedente de la fermentación entérica en los herbívoros es una consecuencia del proceso digestivo durante el cual los hidratos de carbono se

descomponen por la acción de microorganismos, en moléculas simples que se absorben en el torrente sanguíneo. Tanto los animales rumiantes como los no rumiantes producen metano; sin embargo, los rumiantes son la fuente más importante (IPCC, 1996; Xunta de Galicia, 2004). Para realizar este cálculo es necesario conocer el número de animales (carga ganadera) y el valor de un factor de emisión, que depende del tipo de animal considerado, en nuestro caso, ganado ovino, el valor del factor de emisión es 5 Kg CH₄/cabeza año (IPCC, 1996; Xunta, 2004).

$$E_{\text{fer}} (\text{kg CH}_4/\text{ha año}) = N^{\circ} \text{ animales} * 5$$

7.4.1.2 Cálculo de las emisiones procedentes del manejo del estiércol (*Eest*)

El metano procedente del manejo del estiércol obedece a su descomposición en condiciones anaeróbicas. Esas condiciones se presentan por lo general cuando se cría un número elevado de animales en un área confinada (granjas, corrales...) (IPCC, 1996). Al igual que en el apartado anterior, para realizar el cálculo de las emisiones de metano procedentes del manejo del estiércol es necesario conocer el número de animales y multiplicarlo por un factor de emisión. Dicho factor de emisión depende de la temperatura media mensual de la zona y se calcula empleando la siguiente ecuación:

$$FE_{\text{total}} = (FE_{\text{región fría}} * (M_{T < 15^{\circ}\text{C}} / 12)) + (FE_{\text{región templada}} * (M_{T = 15-25^{\circ}\text{C}} / 12))$$

donde:

FE_{total} = es el factor de emisión total

$FE_{\text{región fría}}$ = factor de emisión de la región fría (0,28 Kg CH₄ cabeza/año) (IPCC, 1996)

$FE_{\text{región templada}}$ = factor de emisión de la región templada (0,19 Kg CH₄ cabeza/año) (IPCC, 1996)

$M_{T < 15^{\circ}\text{C}}$ = meses con temperatura media inferior a 15°C; en nuestro caso 8 meses.

$M_{T = 15-25^{\circ}\text{C}}$ = meses con una temperatura media entre 15 y 25°C; en nuestro caso 4 meses.

Por lo tanto, el factor de emisión calculado toma un valor de 0,22 kg CH₄/cabeza y año (IPCC, 1996).

$$E_{\text{est}} (\text{kg CH}_4/\text{ha año}) = N^{\circ} \text{ animales} * 0,22 * 0,41$$

Como ya hemos comentado anteriormente, el manejo de los animales que forman este sistema pasa por cinco meses de estabulación lo que supone que a lo largo de un año, dichos animales permanecen estabulados un 41% de los días, por lo que multiplicamos por 0,41 que es la distribución porcentual de la frecuencia de utilización de este tipo de sistema de manejo del estiércol.

7.4.1.3 Cálculo del total de emisiones de CH₄ procedentes del ganado

Las emisiones totales de metano procedentes del ganado serán el resultado de la suma de las emisiones procedentes de la fermentación entérica (E_{fer}) y el manejo del estiércol por estabulación (E_{est}).

$$\text{Total}_{\text{emisiones}} = E_{\text{fer}} + E_{\text{est}}$$

Una vez obtenidas las emisiones de metano procedentes del ganado es necesario transformar dichos resultados en unidades que nos permitan de una forma más adecuada la interpretación de los mismos, para ello procedemos a transformar dichas unidades en equivalentes de CO₂ teniendo en cuenta el potencial de calentamiento del metano (21).

7.4.2 Estimación de las emisiones de óxido nitroso (N₂O)

Las emisiones de N₂O proceden del manejo del estiércol; en nuestro sistema tendremos dos fuentes de emisión, por un lado las emisiones del ganado producidas durante los meses que este permanece estabulado y por otro lado las emisiones producidas durante el pastoreo, éstas últimas se computarán en el apartado dedicado al suelo, tal y como se especifica en las Directrices del IPCC, 1996.

7.4.2.1 Emisiones de N₂O procedentes de la estabulación

En primer lugar es necesario estimar la cantidad de N excretado (N_{ex}) procedente del manejo del estiércol, para realizar este cálculo se aplica un factor de emisión (n_{ex}) según el tipo de ganado considerado, en este caso ovejas, cuyo factor de emisión es 20 kg/cabeza/año (IPCC, 1996)

La fórmula utilizada para la realización de los cálculos es:

$$N_{ex} = N^{\circ} \text{ animales} * n_{ex} * 0,41$$

donde: n_{ex} = Nitrógeno excretado (20 kg N/cabeza/año)

Se tienen en cuenta el número de días al año que el ganado se encuentra estabulado (150 días/año, 41%).

A continuación se realiza la estimación de las emisiones de N_2O , para ello, es necesario tener en cuenta el factor de emisión establecido según el IPCC para este tipo de aprovechamiento, dicho factor toma un valor de 0,02 kg N_2O -N/kg N y por otro lado tener en cuenta el factor estequiométrico 44/28.

$$N_2O \text{ (kg/ha)} = N_{ex} * 0,02 * (44/28)$$

Una vez determinadas las emisiones de N_2O procedentes de la estabulación calcularemos los equivalentes en CO_2 , para lo cual bastará con multiplicar por 310 (potencial de calentamiento del N_2O (IPCC, 1996).

7.5 Estimación de las emisiones de N_2O en el suelo

Las Directrices del IPCC (1996), a la hora de calcular las emisiones de óxido nitroso procedentes de los suelos agrícolas distinguen los siguientes tipos:

- emisiones directas de N_2O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo)
- emisiones directas de N_2O procedentes de los suelos dedicados a la producción animal
- emisiones indirectas de N_2O procedentes del nitrógeno utilizado en agricultura.

7.5.1 Estimación de las emisiones directas de N_2O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo)

7.5.1.1 Emisiones procedentes del fertilizante sintético (F_{SN})

En primer lugar, y siguiendo las directrices del IPCC (1996) es necesario determinar la cantidad de fertilizante sintético (F_{SN}) aplicado:

$$F_{SN} = N_{FERT} * (1 - Frac_{GASF})$$

donde: N_{FERT} = total del fertilizante sintético utilizado (kg N/ha año).

$Frac_{GASF}$ = fracción del total de nitrógeno del fertilizante sintético que se emite como $NO_x + NH_3$ (kg N/kg N), siendo dicha fracción de 0,1 kg NH_3 -N + NO_x -N/kg del nitrógeno en el fertilizante sintético (IPCC 1996).

Seguidamente se estiman las emisiones directas de N_2O :

$$N_{2O_{DIRECTAS}} = F_{SN} * FE_1$$

donde: F_{SN} = cantidad de fertilizante sintético utilizado.

FE_1 = factor de emisión para las emisiones directas, 0,0125 kg N_2O -N/kg de aporte de nitrógeno (IPCC, 1996).

Una vez obtenidas las emisiones directas de N_2O -N procedentes del uso de fertilizantes las emisiones totales de N_2O se determinaran aplicando el factor estequiométrico 44/28.

7.5.1.2 Emisiones directas de N_2O procedentes del estiércol utilizado como fertilizante

Para realizar el cálculo correspondiente a las emisiones directas de N_2O procedentes de la utilización del estiércol como fertilizante se ha determinado, en primer lugar, la cantidad de N_{ex} (nitrógeno excretado por el ganado), en nuestro caso, los sistemas de manejo del estiércol son dos, por un lado el estiércol producido durante el periodo de estabulación y por otro lado el producido durante la época de pastoreo. Para realizar el cálculo del N_{ex} se empleará la fórmula siguiente:

$$N_{ex} \text{ (kg N/año ha)} = N^{\circ} \text{ animales} * n_{ex}$$

Donde: n_{ex} = Nitrógeno excretado (20 kg/cabeza/año)

En este caso se tienen en cuenta tanto los días que las ovejas permanecen estabuladas como los días en los que están pastoreando.

Posteriormente se determina el nitrógeno del estiércol utilizado como fertilizante y se hace la corrección correspondiente a las emisiones de NH_3 y NO_x , excluyendo el estiércol producido durante el pastoreo, para ello se aplica la siguiente fórmula:

$$F_E = N_{ex} * [1 - (\text{Frac}_{\text{PAST}} + \text{Frac}_{\text{GASM}})]$$

Donde:

F_E = cantidad de N aportado (Kg N ha/año)

N_{ex} = nitrógeno excretado

$\text{Frac}_{\text{PAST}}$ = fracción del nitrógeno excretado por el ganado y depositado en el suelo durante el pastoreo, kg N/kg N excretado (0,02 IPCC, 1996).

$\text{Frac}_{\text{GASM}}$ = fracción del total del nitrógeno excretado que se emite como NO_x o NH_3 (kg N/kg N), valor por defecto tomado del IPCC (0,2 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ + $\text{NO}_x\text{-N}$ /kg N del nitrógeno excretado por el ganado).

Finalmente, las emisiones directas de N_2O se determinarán multiplicando los resultados anteriores por el factor de emisión para las Emisiones Directas (FE_1 valor por defecto tomado del IPCC (0,0125 kg $\text{N}_2\text{O-N}$ /kg de aporte de nitrógeno) y por 44/28.

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{DIRECTAS}} = F_E * FE_1 * 44/28$$

Las emisiones directas totales de N_2O se obtendrán sumando las emisiones procedentes de la utilización de fertilizantes y las emisiones derivadas del uso del estiércol como fertilizante.

7.5.2 Estimación de las emisiones directas de N_2O procedentes del pastoreo de los animales

La estimación de las emisiones de N_2O procedentes del pastoreo se ha realizado a partir del nitrógeno excretado por el ganado (N_{ex}) y teniendo en cuenta el factor de emisión establecido por el IPCC (1996) para este tipo de aprovechamientos (pastoreo), dicho factor alcanza un valor de 0,02 kg $\text{N}_2\text{O -N}$ /kg N.

La ecuación empleada es la siguiente:

$$\text{N}_2\text{O (kg/ha)} = N_{ex} * 0,02 * (44/28)$$

7.5.3 Estimación de las emisiones indirectas de N_2O

En este apartado se determinan, por un lado, las emisiones indirectas procedentes de la deposición atmosférica, y por otro las emisiones procedentes de la lixiviación.

7.5.3.1 Emisiones de NH_3 y NO_x procedentes de la deposición atmosférica

La fórmula empleada en el cálculo de las emisiones de N_2O es:

$$E_{\text{N}_2\text{O-atm}} = ((N_{\text{FER}} * \text{Frac}_{\text{GASF}}) + (N_{\text{ex}} * \text{Frac}_{\text{GASM}})) * \text{FE}_4 * 44/28$$

donde: N_{FER} = N aplicado al realizar los tratamientos de fertilización.

$\text{Frac}_{\text{GASF}}$ = fracción del N aplicado en el fertilizante que se volatiliza, valor tomado del IPCC (0,1 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ + NO_x /kg del nitrógeno en el fertilizante sintético aplicado)

N_{ex} = total del N excretado por el ganado (pastoreo + estabulación).

$\text{Frac}_{\text{GASM}}$ = fracción total de N en el estiércol excretado que se volatiliza, valor del IPCC (0,02 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ + NO_x /kg del nitrógeno excretado por el ganado).

FE_4 = factor de emisión, valor del IPCC (0,01 kg $\text{N}_2\text{O-N}$ por kg $\text{NH}_3\text{-N}$ y $\text{NO}_x\text{-N}$ emitidos).

7.5.3.2 Emisiones procedentes de la lixiviación

El cálculo se realiza aplicando la siguiente fórmula:

$$E_{\text{N}_2\text{O-Lix}} = ((N_{\text{FER}} + N_{\text{ex}}) * \text{Frac}_{\text{Lix}} * \text{FE}_5) * 44/28$$

donde: N_{FER} = Nitrógeno aplicado en los tratamientos de fertilización.

N_{ex} = Nitrógeno excretado por el ganado.

Frac_{Lix} = Fracción de N lixiviado, valor tomado por defecto del IPCC (0,3 kg N/kg nitrógeno del fertilizante o el estiércol).

FE_5 = Factor de emisión tomado por defecto del IPCC (0,025 kg $\text{N}_2\text{O-N}$ por kg de lixiviación/escorrentía de nitrógeno).

Las emisiones indirectas de N_2O serán las procedentes de las deposiciones atmosféricas y la lixiviación.

7.5.4 Emisiones totales de N_2O

Serán el resultado de sumar las emisiones directas, las emisiones procedentes del pastoreo de los animales y las emisiones indirectas de N_2O .

Para la determinación de los equivalentes de CO₂ procedentes de las emisiones de N₂O se multiplicarán las emisiones de N₂O por el potencial de calentamiento del N₂O, 310 (IPCC, 1996).

8. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Las variables estudiadas mediante el uso de un ANOVA fueron: materia orgánica, N total, relación C/N, pH, crecimiento en altura y diámetro del arbolado producción de biomasa aérea anual en el estrato inferior, pasto, material senescente, acículas, composición florística, biodiversidad alpha (riqueza específica (S), índice de Simpson, índice de Shannon-Wiener y equidad de Pielou). Antes del ANOVA se realizó una normalización de los datos si así lo requerían. Los resultados obtenidos fueron tratados mediante el empleo de ANOVA y las medias se separaron usando el test LSD ($p < 0,05$; $\alpha = 0,05$), para todo ello se empleó el paquete estadístico SAS (2001) y se emplearon los siguientes modelos:

* Para pH, materia orgánica, nitrógeno, relación C/N, crecimiento en altura y diámetro del arbolado y biodiversidad alpha:

$$Y_{ijklm} = \mu + F_i + Sp_j + M_k + A_l + B_m + \varepsilon_{ijklm};$$

Siendo: Y_{ijklm} la variable de estudio, μ : la media de la variable; F_i : Fertilización; Sp_j : especie forestal; M_k : Mezcla; A_l : año; B_m : bloque y ε_{ijklm} : error,

Para la producción de acículas, producción de material senescente y composición específica:

$$Y_{ijklmn} = \mu + F_i + Sp_j + M_k + A_l + B_m + C_n + \varepsilon_{ijklmn};$$

Siendo: Y_{ijklm} la variable de estudio, μ : la media de la variable; F_i : Fertilización; Sp_j : especie forestal; M_k : Mezcla; A_l : año; B_m : bloque; C_n : corte y ε_{ijklm} : error.

Sólo se mostraran los resultados de aquellas interacciones que hayan resultado significativas.

IV. Resultados y Discusión

1. CARACTERIZACION CLIMATICA DURANTE LOS AÑOS DEL ENSAYO

En la Figura 10 se muestran los diagramas ombrotérmicos de los 10 años de duración del ensayo (1995-2005). La mayoría de los vegetales responden a las variaciones de la temperatura, existiendo un valor máximo y mínimo por encima y por debajo de los cuales no crecen, y una temperatura óptima para el crecimiento. En general, los cultivos de zonas templadas detienen su crecimiento cuando la temperatura desciende de 6 ó 5 °C o supera los 37 °C, estando el óptimo entre 25 y 31 °C (Holmes, 1962; Pearson e Ison, 1987) sin olvidar que cada especie presenta diferentes rangos óptimos de temperatura según la fase de desarrollo (Carballeira *et al.*, 1983). La temperatura media mensual más elevada que se ha registrado a lo largo de los diez años de estudio se obtuvo en el año 2003, 21,5 °C, seguida de los 19,8 °C en el año 1998, ambas en el mes de agosto mientras que la menor temperatura media mensual fue de 4,1 °C, registrada en enero del año 2000 y febrero del 2005. En general, durante los diez años de estudio, las menores temperaturas se obtuvieron durante los meses de enero y febrero, resultando en algún caso limitantes para el crecimiento de las especies pratenses ($T < 6^{\circ}\text{C}$). Es importante destacar que durante el año 2005 esta limitación se produce durante toda la época invernal. Por otro lado, la temperatura media mensual registrada se ha mantenido más o menos uniforme a lo largo de los tres años en los que se centra este estudio, exceptuando los meses de diciembre y febrero del año 2005 en los que, el descenso de esta variable con respecto a los dos años anteriores se cifra en aproximadamente 4 °C, mientras que durante los meses de junio y septiembre se observa un aumento importante de dicho parámetro con respecto al año 1995.

En cuanto a las precipitaciones, los mayores valores se registraron en los años 1999, 2000 y 2001 con 1239, 1341, 1234 mm, respectivamente, superando la precipitación media total de los treinta últimos años (1083 mm). Mientras que los años menos lluviosos fueron el 2002, 720 mm, el 2004, 823 mm, y el 2005 con 824 mm.

En el caso de la precipitación registrada durante la época estival, que favorece en mayor medida el crecimiento de las plantas y del arbolado, los mayores valores se correspondieron con los años 1995, 1999 y 2001, con 211, 279 y 238 mm, respectivamente. Mientras que los menores registros fueron en los años 2002, 2003 y 2005, con 74, 100 y 84 mm, respectivamente.

A modo de resumen indicaremos que la zona objeto de estudio, en general, se ve afectada por un periodo de sequía estival que limita el crecimiento del pasto y del

arbolado. La duración de dicho periodo varió según el año de estudio considerado, así, durante el año 1995 se concentró en los meses de junio y agosto, siendo más acusada en éste último mes, mientras que en el año 2000, aunque el periodo de sequía coincide con el anterior, ésta fue mayor durante el mes de junio. Finalmente el año 2005 fue el más seco de los tres, ya que el periodo de sequía se prolongó desde junio a septiembre.

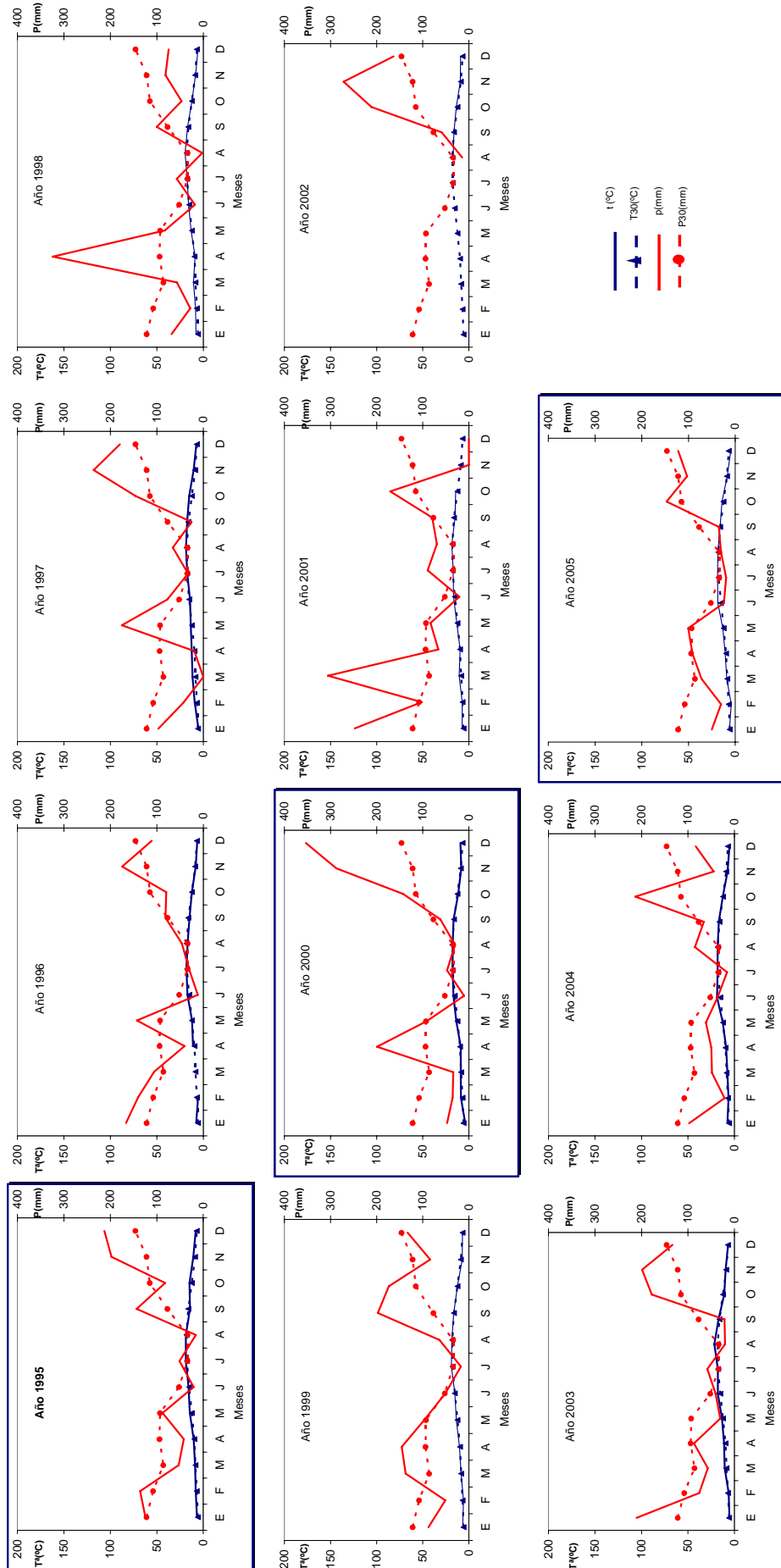


Figura 10. Diagramas ombrotérmicos de los 11 primeros años de la experiencia, donde T: temperatura media mensual (°C), P: precipitación media mensual (mm), T30: temperatura media durante los 30 últimos años. Los diagramas con recuadro más marcado se corresponden con los años de estudio.

2. MATERIA ORGÁNICA

El resultado de los ANOVAs realizados para el porcentaje de materia orgánica en los suelos de nuestra experiencia, representados en la Tabla 10, muestran la existencia de un efecto significativo de la interacción especie forestal establecida y el año de estudio en las parcelas con mayor densidad de plantación. Mientras que, en aquellas donde la densidad de plantación es menor los resultados mostraron sobre dicha variable, un efecto significativo independiente del año de estudio, así como de la especie forestal implantada y de la mezcla de siembra establecida en la parcela ($P<0,07$).

Materia Orgánica	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	*	***
Especie forestal	ns	*
Mezcla	ns	7%
Año*especie forestal	**	ns

Tabla 10. Resultado del análisis de varianza de la materia orgánica, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: $p<0,05$; **: $p<0,01$; ***: $p<0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

En la Figura 11 puede verse la evolución del contenido de materia orgánica en el suelo de las parcelas objeto de estudio. Como vemos, en el momento de la instalación del sistema, año 1995, el contenido era de un 8,03%, muy similar a los obtenidos en suelos dedicados al cultivo en Galicia por Calvo de Anta *et al.* (1992) (8,4%), pasando a ser a finales de ese mismo año y una vez establecido el sistema muy similar, de 7,72-8,56% y 7,45-9,44% en los marcos de plantación 2x2 y 3x4, respectivamente, en el caso de las parcelas repobladas con la conífera y de 7,83-8,38% y 8,83-9,79% bajo abedul, para los mismos marcos citados anteriormente. Los valores encontrados en este año están muy por debajo de los descritos por Calvo de Anta *et al.* (1992) para suelos de monte (12,07%), esta situación puede explicarse, por el hecho de que se trataba inicialmente de un suelo de cultivo. Además, es en este año cuando se implanta el sistema (arado, pase de grada, siembra, plantación), realizándose operaciones que implicarían una mayor aireación del suelo y un descenso del contenido de materia orgánica en el mismo (Turner y Lambert, 2000; Paul *et al.*, 2002) lo que, unido a que el pH inicial de las parcelas se situó entre 6 y 7,2, favorecería la proliferación de la flora microbiana aerobia que es más activa a pH neutros o ligeramente alcalinos (Fuentes-Yagüe, 1999; Labrador, 2002) e impediría la acumulación de materia orgánica.

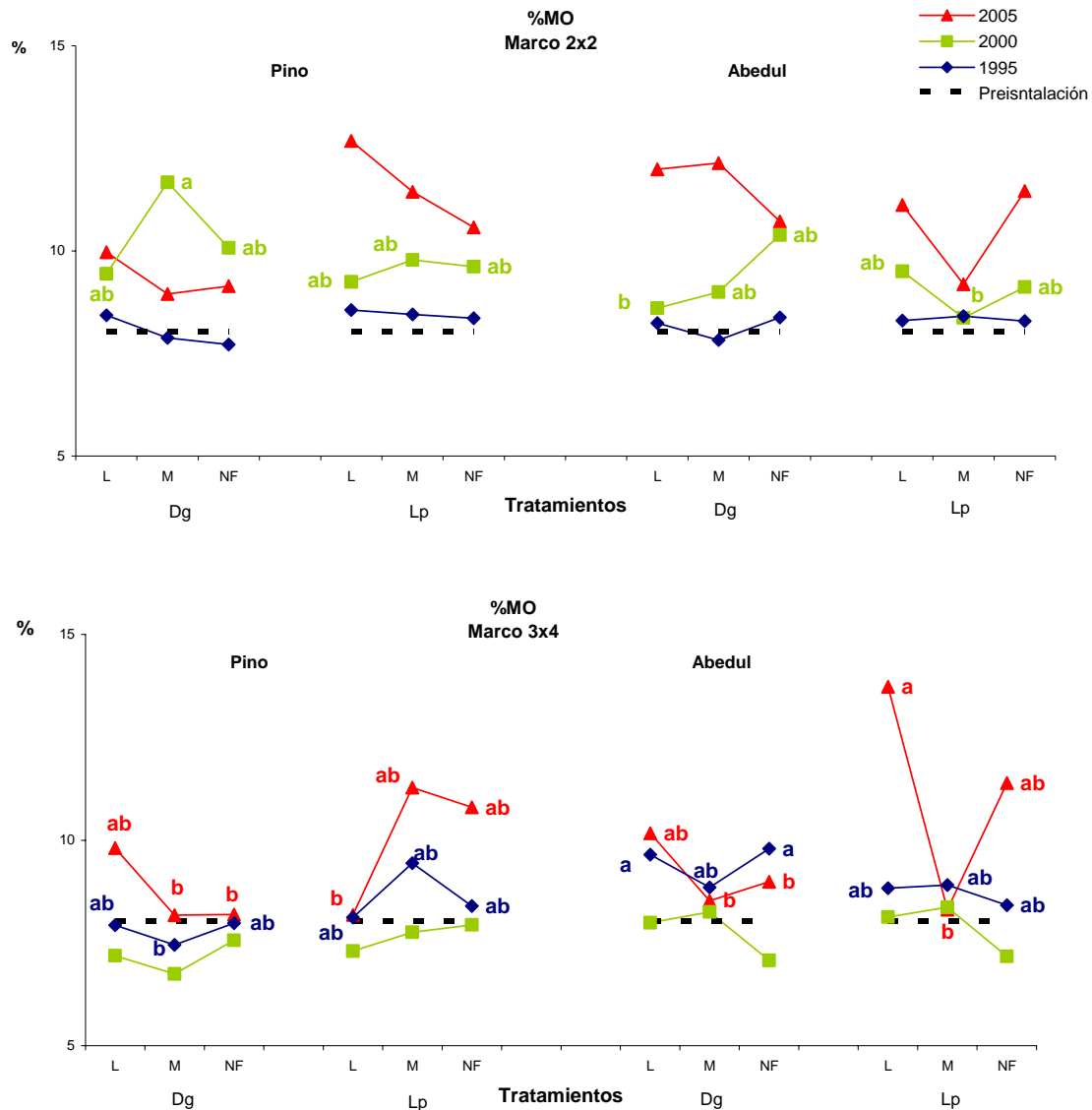


Figura 11. Porcentaje de materia orgánica, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul). A marco de plantación 2x2 y 3x4 m.

En los años siguientes, en el caso del suelo desarrollado bajo la cubierta arbolada de *Pinus radiata* D. Don, el porcentaje de materia orgánica alcanzó valores de 9,24-11,67%, a marco 2x2, y 6,74-7,94% a marco 3x4, en el año 2000, y 8,95-12,68% y 8,17-11,27% en el año 2005, a marco 2x2 y 3x4, respectivamente. Por otro lado, bajo cubierta de abedul, los porcentajes de materia orgánica se situaron entre el 8,37 y el 10,38%, a marco 2x2, y entre el 7,07 y el 8,37% a marco 3x4, en el año 2000, y entre el 9,19 y el 12,14% y 8,52 y el 13,73% a marco 2x2 y 3x4, respectivamente, en el año 2005. Dichos intervalos, en general, son similares a los obtenidos en suelos forestales de

Galicia (12,1%) y en suelos de pradera (10,17%) (Calvo de Anta *et al.*, 1992). El aumento encontrado con respecto al año inicial de estudio se explica por el desarrollo de la pradera y de la cubierta forestal, fuentes reconocidas de insumos de carbono orgánico en comparación con terrenos de cultivo (Calvo de Anta *et al.*, 1992 y Romanyá *et al.*, 2007).

Si nos centramos en la interacción significativa año*especie forestal encontrada a marco 2x2 (Figura 12) y comparando los contenidos medios de materia orgánica obtenidos en el suelo influido por el desarrollo de la cubierta arbolada de pino con los obtenidos bajo cubierta de abedul se observa como, al principio del estudio, año 1995, el contenido es bajo e igual ambas cubiertas.

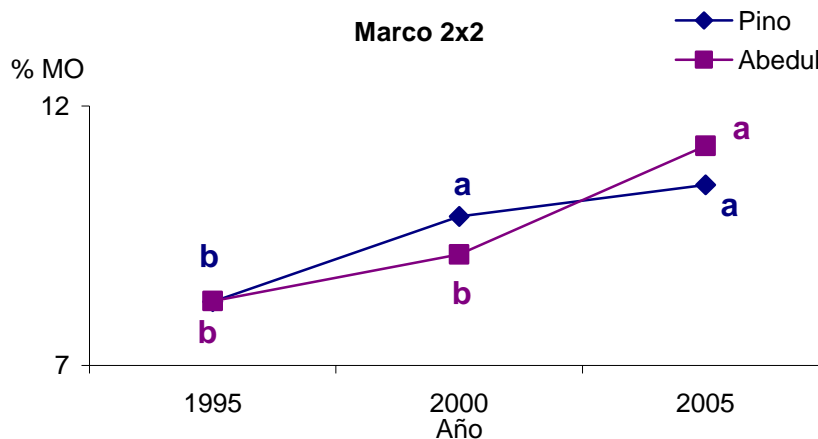


Figura 12. Contenido medio de materia orgánica en cada uno de los años de estudio y para las dos cubiertas arboladas establecidas a Marco 2x2. Letras diferentes indican diferencias significativas entre años.

Una vez que el desarrollo de la cubierta arbolada comienza a ser más importante, se observa aumento del contenido de materia orgánica del suelo, tal y como describen numerosos autores (Charle y Elena, 1993; Alrikson y Olson, 1995; Côté *et al.*, 2000; Schlatter y Gerding, 2001; Modrego y Elena, 2004; Marcos *et al.*, 2007). Sin embargo, este incremento se produce de forma diferenciada en función de la especie forestal, de tal manera que bajo pino partiendo de valores de 8,23% en el año 1995 se produce un incremento significativo en el año 2000 (9,87%) y se mantiene en el año 2005. Sin embargo, bajo cubierta de abedul (8,24% en 1995) el aumento significativo se produce en el año 2005 (11,23%), no encontrándose diferencias significativas en cuanto a los niveles de materia orgánica en suelo entre los dos primeros años bajo esta frondosa (8,24% y 9,14%). Se observa por tanto un incremento paulatino del contenido en materia orgánica a medida que se desarrollan ambas cubiertas arboladas, aunque se

produce antes bajo el pino que bajo el abedul, lo que se puede justificar por la diferente tasa de desarrollo de la cubierta y la diferente tasa de aporte de material orgánico al suelo. Así, en el caso del pino establecido a elevadas densidades se alcanza la tangencia de copas a partir del año 2001, lo que favoreció el aumento de los aportes de acículas al suelo, cuya materia orgánica se incorpora al mismo cuando las condiciones microclimáticas lo permiten. A partir de ese momento las condiciones limitantes de temperatura y humedad bajo el pinar, derivadas de la disminución de la luz que llega al suelo, provocan una ralentización de los procesos de descomposición, originando una acumulación masiva de material foliar en la superficie del suelo que no se incorpora al mismo, esto hace que no se encuentren diferencias entre los años 2000 y 2005.

Por el contrario, el menor desarrollo inicial del abedul en comparación con el pino limita el aporte de hojas al suelo en los primeros cinco años de estudio. En los años siguientes la incorporación sucesiva de hojas de este árbol caducifolio que sí permite la entrada de luz al sistema y por lo tanto la mineralización hace que se incremente de forma significativa el contenido de materia orgánica en el suelo, que pasa del 9,14% al 11,23%. Esta tasa de descomposición y, por lo tanto de incorporación al suelo de materia orgánica, se ve más favorecida en los últimos años en el caso del abedul, en comparación con el pino, porque presenta unos niveles de pH más elevados que favorecen la actividad microbiana y la incorporación de la materia orgánica al suelo.

Como los procesos de incorporación de las hojas de las frondosas caducifolias se ven favorecidos por el microclima generado por estas especies, en comparación con las coníferas perennifolias, se justifica que a la larga sean mayores los niveles de MO edáficos bajo frondosas que bajo coníferas (Kavvadias *et al.* 2001; Álvarez *et al.* 2007). De hecho, la mayor entrada de luz que se produce en las parcelas de pino desarrolladas a menor densidad, junto al menor aporte de acículas (ausencia de tangencia de copas) hacen que se favorezca la incorporación de este material al suelo a medida que pasan los años, cuando se comparan los valores entre el primer y último año de estudio (8,65% en 1995 y 9,59% en 2005).

Por otra parte, si nos centramos en el año 2000, en las parcelas establecidas a menor densidad vemos que se produce una disminución global del contenido de materia orgánica. Esto puede explicarse porque el muestreo se realizó en marzo de 2001 en lugar de en diciembre de 2000, lo que proporcionó más tiempo para que se incorporasen al suelo los restos vegetales (material foliar del arbolado y del rastrojo del pasto), que se mineralizaron gracias a las adecuadas temperaturas que hubo durante ese periodo,

reduciéndose de forma neta los niveles de materia orgánica en el suelo. Por tanto, existe un efecto marcado de la época de muestreo, y también del tipo de cobertura arbolada y de la densidad de la misma sobre los niveles de MO en el suelo.

En cuanto al tratamiento aplicado y a la mezcla de siembra establecida, en el caso de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación el contenido de materia orgánica en el suelo de las mismas resultó mayor en aquellos tratamientos en los cuales el crecimiento de la cubierta arbolada fue menor. Mientras que, cuando se disminuye la densidad de plantación, en el primer año de estudio y en aquellas parcelas en las cuales se ha sembrado dactilo (Dg), especie con un establecimiento inicial más lento que el raigrás (Lp), la fertilización mineral (M) provoca una disminución del contenido de materia orgánica. En cuanto al efecto de la mezcla pratense, el contenido medio de materia orgánica fue significativamente menor en el caso de las parcelas sembradas con mezcla de dactilo (8,37%) que en las de raigrás (8,86%), aunque dicho rango no fuera muy diferente. Por otro lado, para esta densidad de plantación, el contenido de materia orgánica en pinar resultó más bajo que en abedular (8,36 y 8,91% respectivamente).

La tendencia general observada es que se produce un aumento de los niveles de materia orgánica en el suelo a medida que pasa el tiempo, esta tendencia se ve aumentada por la presencia de una cubierta forestal constituida por pino y con densidades de plantación elevadas.

3. NITROGENO TOTAL EN SUELO

Los resultados del ANOVA realizado para el contenido de Nitrógeno total en suelo han mostrado un efecto significativo de la interacción triple año*mezcla*especie forestal en las parcelas a marco 2x2 y del año y la especie forestal establecida en el caso de las parcelas implantadas a mayor marco (Tabla 11).

Nitrógeno	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	*
Especie forestal	**	*
Año*mezcla	*	ns
Año*mezcla*especie forestal	*	ns

Tabla 11. Resultado del análisis de varianza del nitrógeno total en suelo, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

En el momento de la instalación del sistema, el contenido de nitrógeno en el suelo de las parcelas era de un 0,33%, alcanzando, a finales de ese mismo año, intervalos de variación similares tanto en las parcelas en las cuales se repobló con pino como en las repobladas con abedul, dichos intervalos fueron 0,29-0,33% a marco 2x2 y 0,31-0,37% a marco 3x4 bajo pino, y en el caso del abedul 0,28-0,31% y 0,33-0,38% para las mismas densidades de plantación citadas anteriormente, valores que se encuentran entre los obtenidos normalmente en suelos dedicados al cultivo (0,36%) en Galicia (Calvo de Anta *et al.*, 1992).

Transcurridos cinco años, el contenido de nitrógeno en las diferentes parcelas se situó en los intervalos 0,15-0,30% y 0,29-0,37%, bajo cubierta de conífera y a marco 2x2 y 3x4, respectivamente, mientras que bajo cubierta de abedul los niveles alcanzados por esta variable se situaron en los intervalos 0,25-0,31, a marco 2x2, y 0,32-0,42% a marco 3x4. Ya en el último año de estudio, transcurridos diez años desde la instalación del sistema, los resultados mostraron un aumento significativo de los niveles de nitrógeno total en suelo, que variaron entre el 0,34 y el 0,45% a marco 2x2 y entre el 0,36 y el 0,48% a marco 3x4, bajo cubierta de pino, y entre el 0,42 y el 0,46% y entre el 0,42 y el 0,47% bajo cubierta de abedul y para los marcos citados con anterioridad (Figura 13). Dichos intervalos se encuentran dentro de los niveles definidos por Domínguez (1984) como normales en suelo (0,02-0,4%), pero, en general, son inferiores a los obtenidos por López-Díaz (2004, 2007) en terrenos de monte de la provincia de Lugo repoblados con *Pinus radiata* D. Don (0,40-0,80%) y también en terreno forestal por Calvo de Anta *et al.* (1992) (0,75%) y se aproximarían más a los niveles obtenidos por estos últimos autores en suelos de pradera de Galicia (0,49%). Los resultados encontrados en nuestro estudio parecen indicar una mejora global de los niveles de N a medida que aumenta la edad de la masa arbolada, tal y como sucedía con la materia orgánica. También parece encontrarse un incremento más alto bajo abedul.

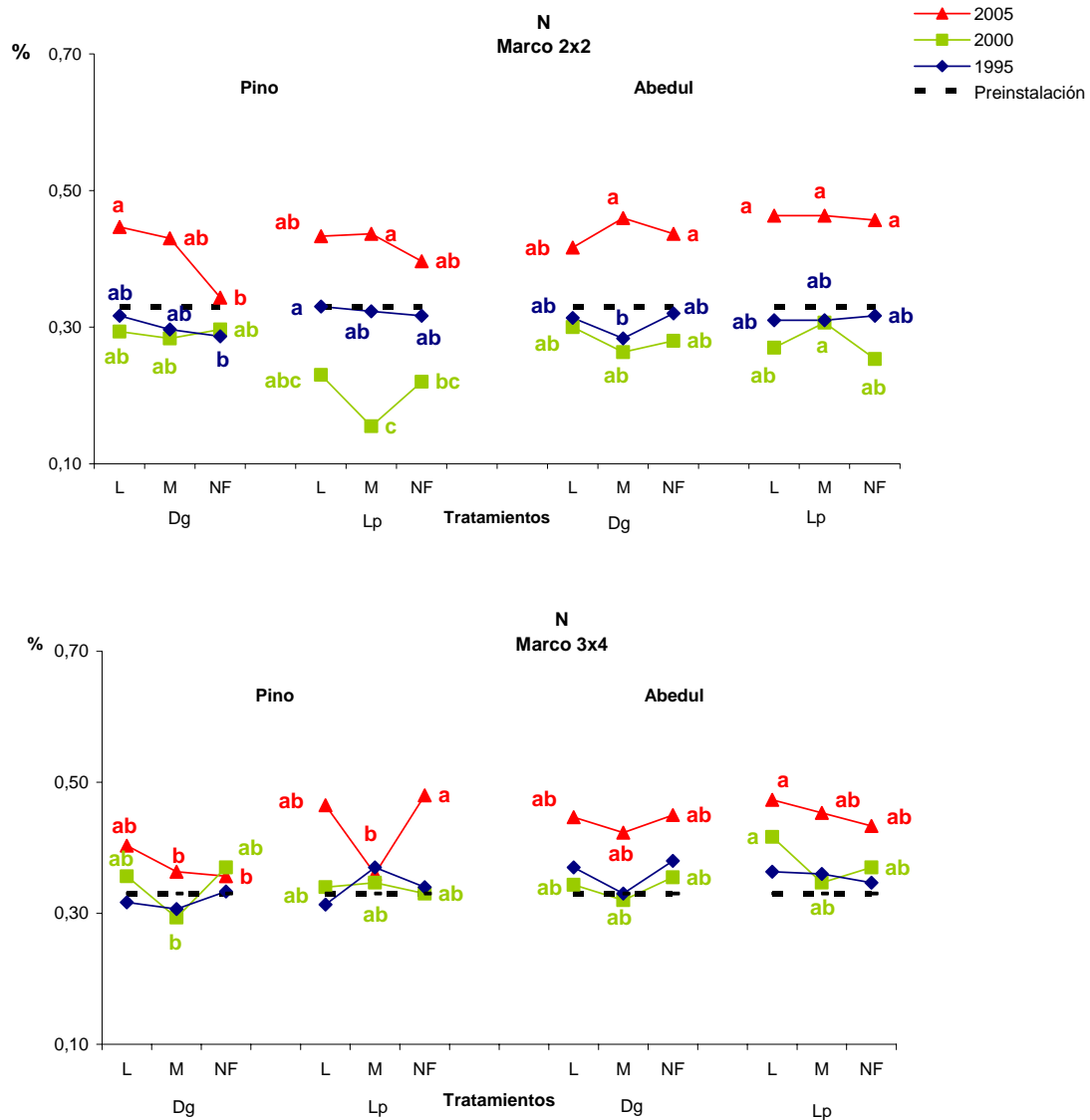


Figura 13. Porcentaje de Nitrógeno, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m.

En cuanto al efecto de la mezcla de siembra sobre el contenido medio de N total en suelo, en el caso de las parcelas establecidas bajo una mayor densidad de plantación se ha observado un efecto significativo durante los dos últimos años de estudio, de manera que, como ya hemos comentado anteriormente para el caso de la materia orgánica, se produce una disminución del porcentaje de N total durante el año 2000, disminución que se hace significativamente mayor en el caso de las parcelas sembradas con mezcla de raigrás y establecidas bajo cubierta de pino (Figura 14), siendo la justificación la misma que para la materia orgánica.

En nuestro estudio, el aumento del contenido en materia orgánica provocó un incremento de los niveles de N. Este incremento resultó ser más importante en los marcos de plantación más elevados en relación a la situación inicial. Es importante señalar que, al igual que sucedía con la materia orgánica, la fecha de muestreo pudo afectar a los niveles de N en suelo. El nitrógeno es un elemento que, a diferencia de otros, no está ligado al tipo de roca madre presente en el suelo, ya que su reservorio edáfico se liga fundamentalmente a los niveles de materia orgánica (Whitehead, 1995)

En el caso de las parcelas desarrolladas a elevadas densidades bajo pino se producía un aumento importante de los niveles de MO en el suelo, que no se acompañaba de un incremento de los niveles de N en el año 2000, sobre todo en las parcelas desarrolladas con raigrás. En estas parcelas, las condiciones de anoxia pudieron verse favorecidas por la menor presencia de dactilo en las mismas, estas condiciones favorecerían la desnitrificación y por lo tanto la disminución en el suelo de los niveles de N. En estas parcelas de raigrás, la menor presencia de especies herbáceas debido al peor porcentaje del dactilo que presentan pudo contribuir al desarrollo de condiciones de anoxia (al no ser el agua consumida por las especies herbáceas) que favorecerían la desnitrificación y por lo tanto una disminución en el suelo de los niveles de N.

Durante el último año, 2005, la disminución de N es mayor en el caso de las parcelas sembradas con mezcla de dactilo y también bajo cubierta de pino, una posible explicación a esta respuesta podemos encontrarla en el hecho de que, en esas parcelas, el contenido de acículas es superior al encontrado en las sembradas con raigrás, lo que puede incrementar los procesos de anoxia.

En el caso de la cubierta arbolada y su efecto sobre el contenido medio de N total en suelo, se ha producido un aumento significativo del contenido en el último año, en las parcelas con mayor densidad de plantación (0,34b, 0,35b y 0,42a% para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente), correspondiéndose con lo que sucedía con los niveles de MO.

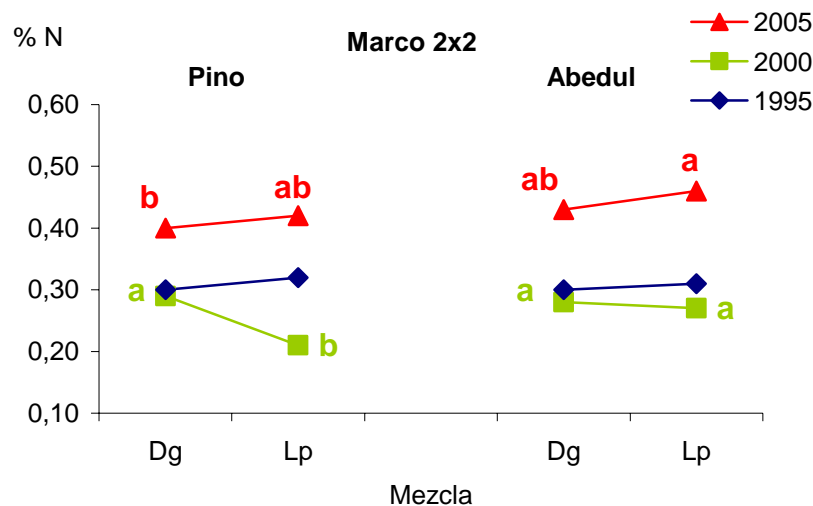


Figura 14. Interacción año*mezcla*especie forestal para los tres años de estudio y en las parcelas establecidas a marco de plantación 2x2 m. Donde: Dg: mezcla de dactilo y Lp: mezcla de raigrás.

4. RELACION C/N

Los resultados del ANOVA realizados para la relación C/N mostraron la existencia de un efecto significativo de la interacción fertilización*mezcla*especie forestal*año en el caso de las parcelas establecidas a densidad de plantación mayor (Tabla 12), no encontrándose efecto alguno cuando analizamos los datos procedentes de las menores densidades de plantación, lo que demuestra un efecto claro de la densidad sobre este parámetro.

Relación C/N	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	*	ns
Fertilización	*	ns
Mezcla	*	ns
Fertilización*mezcla	*	ns
Mezcla*año	*	ns
Especie forestal*año	***	ns
Fertilización*mezcla*especie forestal	*	ns
Fertilización*mezcla*año	*	ns
Fertilización*mezcla*especie forestal*año	**	ns

Tabla 12. Resultado del análisis de varianza de la relación C/N, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

La relación C/N en el momento de la instalación del sistema era de 14,11 variando a lo largo de los tres años de estudio, en el suelo de las parcelas establecidas a marco 2x2, entre 15,00-15,44 en 1995, 15,81-27,6 en el 2000 y 12,14-17,13 en el 2005

bajo cubierta de pino y 15,19-16,03, 12,21-21,00 y 10,15-16,81 bajo cubierta de abedul para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente. Mientras que, a marco 3x4 los niveles obtenidos fueron 13,85-15,04, 11,84-15,36 y 11,14-17,17 bajo cubierta de pino y 13,77-15,61, 12,03-15,04 y 11,35-15,93 bajo cubierta de abedul, para los mismos años citados anteriormente (Figura 15).

Salvo excepciones, los resultados obtenidos en los diferentes tratamientos aplicados muestran una relación C/N dentro de los intervalos definidos como habituales en praderas y suelos forestales en Galicia por Calvo de Anta *et al.* 1992 (12-17). Dichos intervalos supondrían una descomposición de la materia orgánica que podríamos denominar media, tal y como indica Fuentes-Yagüe (1999), ya que según este autor, la rapidez con la que proliferan los microorganismos desintegradores y por tanto, la rapidez con la que se descompone la materia orgánica depende de la relación C/N. Si dicha relación es 10 la descomposición de la materia orgánica es adecuada mientras que si esta relación es inferior a este valor es rápida, y si supera el valor de 10 la mineralización se ralentizaría, acumulándose materia orgánica en el sistema. En nuestros tratamientos generalmente se supera ese valor lo que justificaría la acumulación de MO en el suelo a medida que se desarrolla la masa.

En general no se observa, salvo en el año 2000, una modificación de la relación C/N como consecuencia de los tratamientos aplicados, ya que, como hemos visto, se produce un incremento conjunto de los niveles de C y N. Sin embargo, en el caso de las parcelas establecidas a marco 2x2, los resultados obtenidos reflejan la existencia de un aumento de dicha relación durante los primeros años de desarrollo del sistema (1995 y 2000), motivado, por una parte, por el descenso del contenido de N en suelo (sobre todo en la mezcla de siembra Lp bajo cubierta de pino) y por otro lado por las mayores precipitaciones ocurridas durante el año 2000, lo que nos puede llevar a pensar que en esos años se produciría en el suelo un aumento de las condiciones de anoxia y una acidificación, lo cual provocaría una disminución de los procesos de mineralización y una proliferación de la flora microbiana anaerobia menos activa (Fuentes-Yagüe, 1999; Labrador, 2002). Esta situación se acentuaría por el desarrollo de la cubierta arbolada, sobre todo en el caso del pino, que provocaría un aumento de las condiciones de sombra en el suelo y por lo tanto una disminución de la temperatura en el mismo provocando una ralentización de dichos procesos.

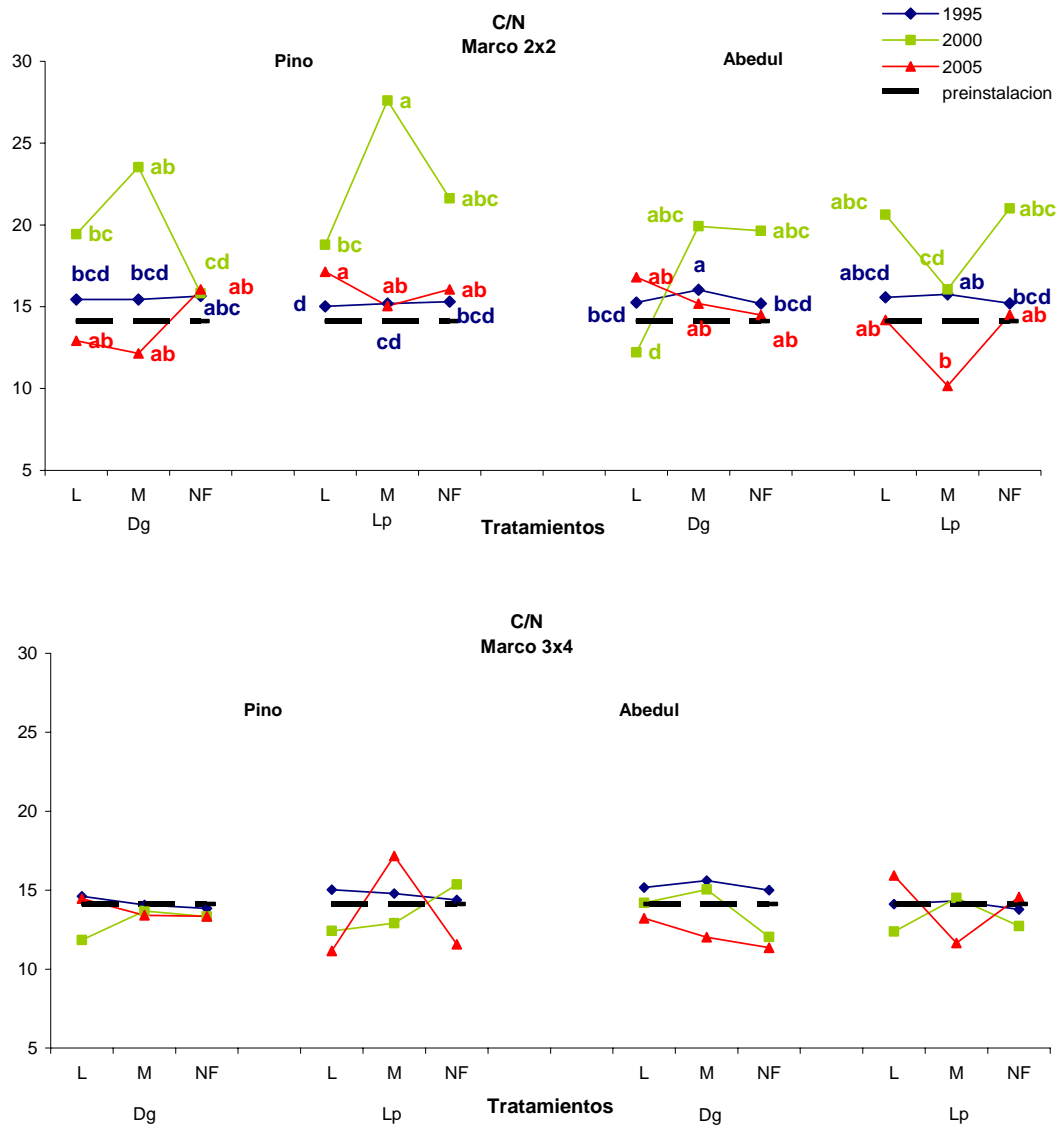


Figura 15. Relación C/N, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En general, podemos concluir que la relación C/N se mantiene estable en el tiempo, porque se produce un incremento proporcional de carbono y nitrógeno. Sin embargo, cuando se producen fenómenos de anoxia que favorecen el proceso de desnitrificación, los niveles de nitrógeno se reducen incrementándose la relación C/N.

5. pH

5.1 pH en agua

Los resultados del ANOVA realizado para la variable pH muestran la existencia de un efecto significativo del tratamiento de fertilización aplicado y de la especie forestal establecida ($p < 0,10$), según el año de estudio considerado, en las parcelas a marco 2x2. A menores densidades de plantación se obtiene un efecto significativo de las interacción año*mezcla*especie forestal*fertilización (Tabla 13).

pH en agua	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	***
Fertilización	***	***
Especie forestal	*	*
Mezcla	ns	**
Fertilización*especie forestal	ns	***
Año*mezcla	ns	**
Año*fertilización	*	***
Año*especie forestal	10%	*
Año*fertilización*mezcla	ns	*
Año*mezcla*especie forestal*fertilización	ns	*

Tabla 13. Resultado del análisis de varianza del pH en suelo medido en agua, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

En el momento del establecimiento de las diferentes parcelas el pH del suelo era 6,8 (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000) pero, una vez instalado el sistema, los resultados obtenidos mostraron un rango de pH situado entre 5,7 y 6,9, clasificado como medianamente ácido en el caso de las parcelas en las cuales se ha aplicado fertilización orgánica (L) o no fertilización (NF), con independencia de la cubierta arbolada y la densidad de plantación, y neutro en el caso de aquellas fertilizadas con abono mineral (M) (Figura 16). En Galicia, tal como indican Calvo de Anta *et al.* (1992), los niveles de pH habituales son del orden de 5, inferiores a los obtenidos en nuestro caso, debido a que la zona era encalada con frecuencia para el cultivo de patatas (Mosquera-Losada *et al.*, 2006).

En el caso de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación y repobladas con pino, en el segundo y tercer años de estudio los resultados mostraron un mismo rango de variación del pH, entre 5,3-6, mientras que en las de marco 3x4 varió entre 5,1-6,2 y 5,7-6,4 para los años 2000 y 2005, respectivamente. Dichos intervalos se corresponderían con los clasificados en la bibliografía como suelos entre fuerte y medianamente ácidos, para el caso de los dos primeros intervalos señalados, y entre mediana y ligeramente ácidos para el tercer intervalo (Porta *et al.*, 2003). En las

parcelas en las cuales la cubierta arbolada estaba constituida por abedul, los rangos de variación de pH fueron 5,4-6,4 y 5,6-6,1 en la mayor densidad de plantación y durante los años 2000 y 2005, respectivamente, y 5,7-6,0 y 5,8-6,3 para los mismos años y en la menor densidad de plantación.

En general, la mayor parte de las parcelas han presentado unos suelos con un pH en agua clasificado en la bibliografía como medianamente ácido (5,6-6), resultando adecuado para la mayoría de los cultivos (Fuentes-Yagüe, 1999). El pH obtenido bajo cubierta de abedul, con independencia de la densidad de plantación, resultó ser más elevado que en el caso de las parcelas desarrolladas bajo pino, con niveles adecuados para el desarrollo de la mayor parte de los cultivos y con buena disponibilidad de nutrientes (Porta *et al.*, 2003). Si comparamos los resultados obtenidos en las parcelas de pino y abedul vemos como, en la mayor parte de los tratamientos, el pH obtenido bajo cubierta de abedul es más alto que en las parcelas implantadas bajo la conífera, lo que puede explicarse por la menor capacidad acidificante de las hojas de abedul, en comparación con las acículas del pino. Las hojas del abedul suelen presentar unos mayores niveles en calcio (Fernández-Núñez, 2000; 2004) que las acículas de pino en el período de caída de la hoja. En general, a densidades elevadas de plantación observamos una disminución del pH en aquellos tratamientos que favorecen el desarrollo de la cubierta arbolada (L y NF), dicho crecimiento implicará una mayor extracción de calcio del suelo y por lo tanto una mayor acidificación del mismo.

Una excepción a estos resultados se ha obtenido en el caso de las parcelas desarrolladas bajo cubierta de pino a marco 2x2 y fertilizadas con lodo (L), las cuales presentaron, en los dos últimos años de estudio, un pH fuertemente ácido (entre 5,1-5,5), que podría limitar la actividad bacteriana en las mismas mientras que, cuando el marco de plantación es 3x4 y para las mismas condiciones de cubierta arbolada, vemos como esta situación sólo se produce en el año 2000, ya que en el año 2005 el pH es superior a 5,5, independientemente de la mezcla de siembra de la parcela. Esta situación se repite en las parcelas no fertilizadas (NF) y repobladas con pino, pero en esta ocasión sólo en las que han sido sembradas con mezcla de dactilo (Dg).

Los resultados obtenidos reflejan dos situaciones diferenciadas, en primer lugar, vemos como cinco años después de la instalación del sistema, año 2000, la tendencia general fue la acidificación, con independencia de la cubierta arbolada y densidad de plantación, tendencia que se ralentiza en el caso de las parcelas en las cuales no se ha aplicado fertilización mineral (M). Esa acidificación puede deberse

probablemente a las extracciones y al lavado producido en las parcelas (Giddens *et al.* 1997 y Adams *et al.* 2001) y, en el caso de las desarrolladas bajo cubierta de pino, la acidificación pudo verse acentuada por la deposición de acículas (Fernández-Núñez, 2004). Se observa también como el tratamiento en el que se ha aplicado fertilización mineral es el que presenta desde el principio un nivel de pH mayor que el resto de las parcelas, tendencia que se mantiene incluso a los 10 años de la instalación del sistema, excepto en las parcelas implantadas a menor densidad y en las que la cubierta arbolada está constituida por abedul, lo que se explica por presentar el arbolado un menor desarrollo y en consecuencia una menor extracción de calcio del suelo. Hay que tener en cuenta que la proporción de calcio en planta es de las más elevadas (entre los cationes) y que éste es extraído del suelo de forma exclusiva.

El aumento de pH encontrado en el año 2005 puede explicarse por el diferente mes de muestreo, más tardío en el 2000 (marzo 2001), lo que favoreció el lavado de bases y por tanto un descenso en el pH, recordemos además que, las precipitaciones registradas durante el año 2001 fueron las mayores de los tres años objeto de estudio. El pH inicial no se mantiene después de diez años de estudio probablemente por las condiciones edafoclimáticas de la zona, ya que permiten un buen crecimiento de los cultivos desarrollados en la experiencia, tanto del pasto como del arbolado, lo que favorece las extracciones de nutrientes. Desde un punto de vista edáfico al tratarse de un suelo arenoso se favorece el lavado, que se acrecienta por las abundantes precipitaciones de la zona, resultando además baja su capacidad de intercambio catiónico (Mosquera-Losada *et al.*, 2006). En este sentido en las parcelas más extractivas (caso del pino a densidad elevada) es lógico que se incremente la acidez, sobre todo cuando se fertilizan con lodo, tratamiento que favoreció además el desarrollo del pasto. En este sentido es destacable el efecto positivo de la fertilización inorgánica sobre el pH, ya que la disminución del mismo es menor, con independencia de la densidad y de la cubierta arbolada, lo que puede explicarse por el menor desarrollo del arbolado en este tratamiento. Al contrario de los resultados obtenidos en nuestra experiencia, estudios realizados por López-Díaz (2001) y Rodríguez-Barreira (2003) señalan al lodo de depuradora como material encalante del suelo. Sin embargo, se trata de experiencias en las que el pH inicial de suelo es más bajo que en nuestro caso, y en las que se aplica el lodo de forma repetida durante varios años, lo que justifica en este caso el poder encalante del mismo. En estas experiencias desarrolladas en suelos muy ácidos y también arenosos, la fertilización mineral incrementa de forma notable la

acidez en comparación con el lodo, lo que se justifica por el mayor desarrollo de la especie forestal que ocasiona este tratamiento, derivado de la escasa productividad del pasto a pH en agua inferior a 5 (Rodríguez-Barreira, 2003; López-Díaz *et al.*, 2007).

En el caso del abedul se observa el mismo resultado que el obtenido en pino, ya que en las parcelas con mayor densidad la fertilización mineral causa un descenso menos acusado del pH, lo que puede explicarse por el menor desarrollo de la especie forestal en este tratamiento, lo que reduce las extracciones de nutrientes, como puede observarse en los resultados de medición del arbolado.

Si comparamos los resultados obtenidos en los años 2000 y 2005 en las dos densidades de plantación, es interesante destacar que el pH de las parcelas establecidas a marco 2x2 es ligeramente más ácido que el de las de marco 3x4, lo que puede explicarse por la mayor extracción de aquel sistema y la mayor deposición de acículas a densidades elevadas, consecuencia del establecimiento de la competencia entre pies de manera precoz, lo que provoca la mortandad de las ramas inferiores a las que no llega la luz, causando un desprendimiento masivo de las acículas (Figura 16).

En resumen, podríamos indicar que durante los años de estudio se ha observado una reducción importante del pH derivada, en parte, de las extracciones realizadas por el arbolado y el pasto. Esa reducción ha sido menor en el caso de las parcelas fertilizadas inorgánicamente y también en aquellas desarrolladas bajo cubierta de abedul, debido a las menores extracciones realizadas en estos tratamientos.

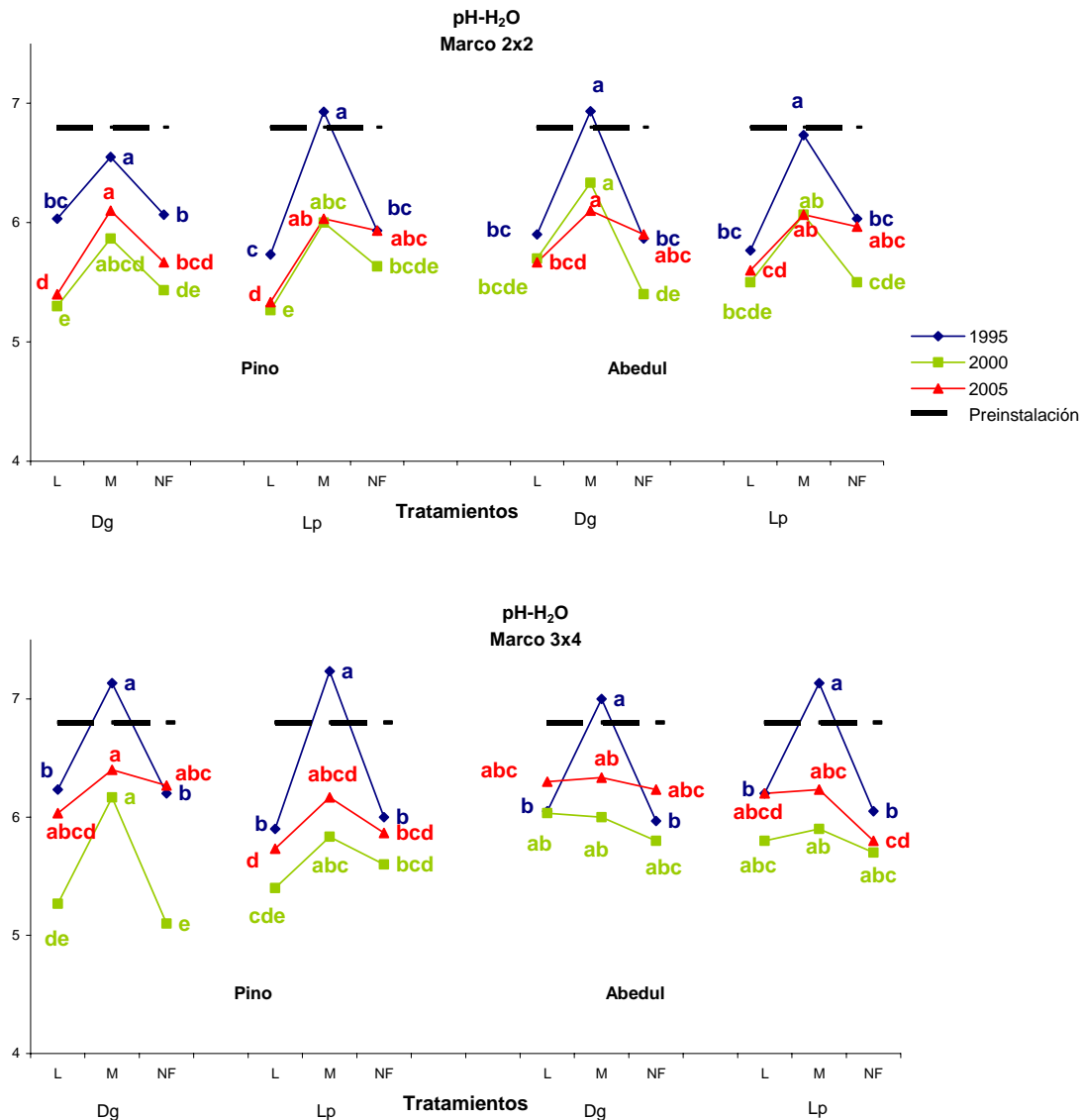


Figura 16. pH en agua, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

5.2 pH CIK

Los resultados del análisis de varianza realizado para la variable pH medido en CIK muestran un efecto significativo de la interacción año*fertilización*mezcla así como un efecto del tratamiento de fertilización, dependiendo del año, en el caso de las parcelas a marco 2x2, mientras que, en las parcelas establecidas a mayor marco, los resultados reflejan la existencia de un efecto significativo de la interacción fertilización*mezcla*especie forestal*año (Tabla 14), tal y como sucedía con el pH en agua.

pH en CIK	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	***
Fertilización	***	***
Mezcla	ns	**
Especie forestal	ns	**
Fertilización*especie forestal	ns	***
Fertilización*mezcla	ns	ns
Mezcla*año	ns	**
Especie forestal*año	ns	*
Año*fertilización	***	***
Año*fertilización*mezcla	*	*
Fertilización*mezcla*especie forestal*año	ns	*

Tabla 14. Resultado del análisis de varianza del pH medido en CIK, donde: ns: no existe efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo); *: $p < 0,05$, ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

Los rangos de pH potencial o acidez intercambiable (Porta *et al.*, 2003) obtenidos en las parcelas repobladas con pino y establecidas a mayor densidad de plantación variaron entre 4,7-6,1, 4,5-5,4 y 4,4-5,2 para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente, y entre 4,8-6,1, 4,7-5,3 y 4,7-5,3 para la misma cubierta arbolada y para los mismos años pero en el caso de las parcelas establecidas a menor densidad. Bajo cubierta de la frondosa los resultados obtenidos del pH potencial se situaron en los intervalos 4,8-5,9, 4,7-5,4 y 4,6-5,2 cuando la densidad de plantación es mayor y 4,9-6,1, 4,9-5,2 y 4,8-5,4 a menor densidad, para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente (Figura 17). Como sucede habitualmente en Galicia, el pH en CIK es inferior al obtenido en agua, lo que pone de manifiesto el predominio de cargas negativas frente a las positivas (Calvo de Anta *et al.*, 1992). Las diferencias entre la acidez actual (pH en agua) y la potencial (pH en CIK) están comprendidas entre 0,3 y 1,0, valores habituales en los suelos de la zona (Calvo de Anta *et al.*, 1992).

Por otro lado, los tratamientos de fertilización, tanto orgánica como inorgánica, han producido una reducción significativa del pH potencial con independencia de la cubierta arbolada y del marco de plantación.

El efecto de los tratamientos sobre el pH en CIK durante el primer año de estudio fue muy superior al de los otros dos. Esto puede explicarse porque, en el caso del tratamiento mineral (M), los valores de pH en CIK medidos superan el valor de 6 lo que implica una menor diferencia con el pH en agua. Esta diferencia se reduce con el tiempo, consecuencia de las extracciones realizadas por la cubierta arbolada y la producción de las herbáceas, tal y como sucedía con el pH en H₂O.

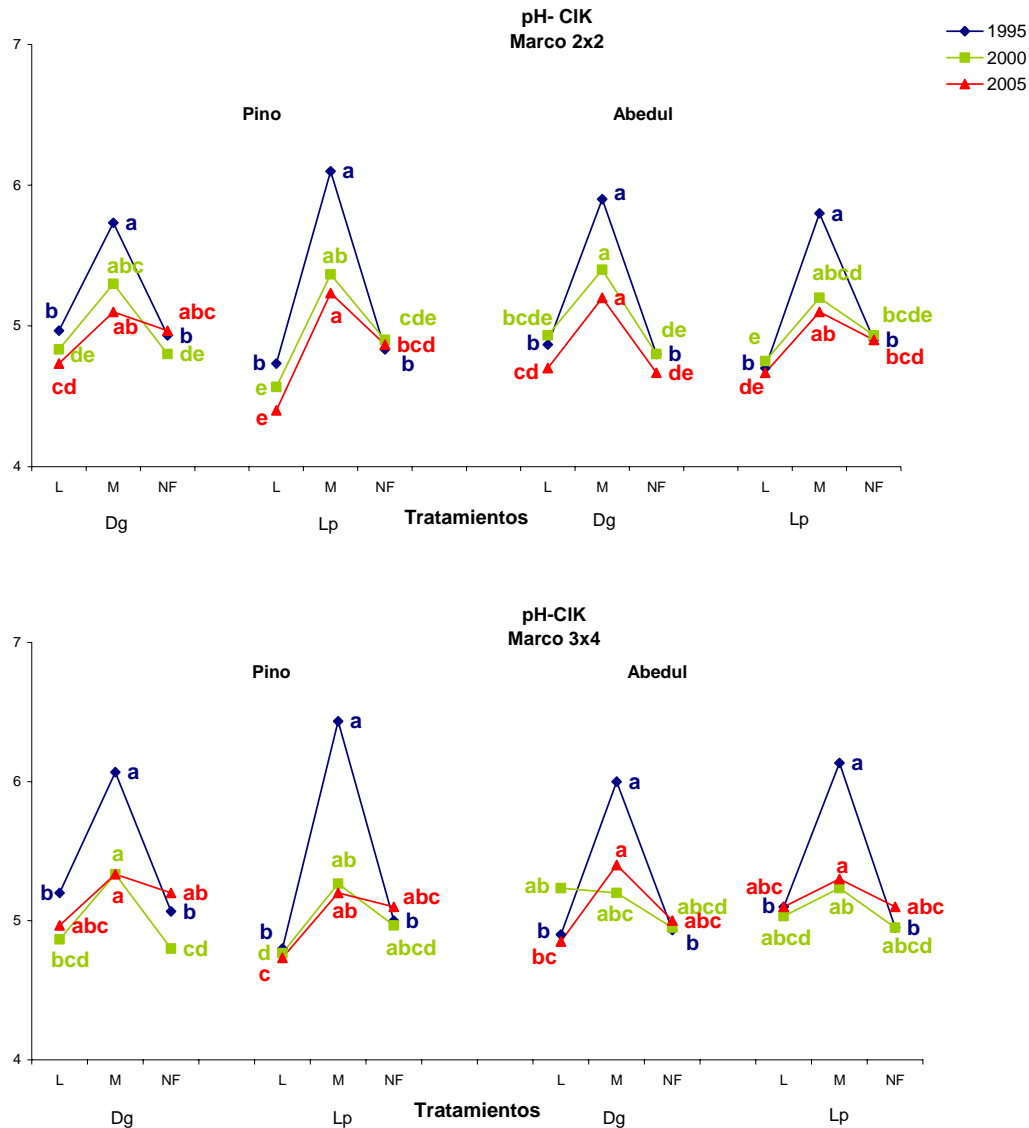


Figura 17. pH en CIK, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

6. ARBOLADO

6.1 *Pinus radiata* D. Don

En la Tabla 15 se muestran los resultados obtenidos al realizar el análisis de varianza para el crecimiento en **altura** del *Pinus radiata* D. Don en los dos marcos de plantación establecidos.

A densidades elevadas de plantación se ha obtenido un efecto significativo del tratamiento de fertilización aplicado durante el primer y último años de estudio, mientras que en el segundo año se obtiene un efecto conjunto de la fertilización y de la

mezcla de siembra sobre el desarrollo en altura del pino. A menor densidad de plantación los resultados reflejan la existencia de un efecto significativo únicamente de la mezcla de siembra durante los dos primeros años de estudio.

Altura (<i>Pinus radiata</i> D. Don)	Marco 2x2			Marco 3x4		
	1995	2000	2005	1995	2000	2005
Fertilización	*	***	**	ns	ns	ns
Mezcla	ns	8%	ns	*	**	ns
Fertilización*mezcla	ns	*	ns	ns	ns	ns

Tabla 15. Resultado del análisis de varianza realizado para la variable Altura, de la especie *Pinus radiata* D. Don donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$. Marco de plantación 2x2 y 3x4. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

En la Figura 18 se muestra el crecimiento en altura del pino radiata para los dos marcos de plantación establecidos. La altura inicial fue de 22 cm, variando al finalizar el primer año entre 0,37 y 0,44 m a marco 2x2 y entre 0,34 y 0,38 m a marco 3x4. Cinco años después del establecimiento del sistema, la altura alcanzada por los pies establecidos a mayor densidad de plantación se situó entre 3,1 y 4,6 m y entre 2,6 y 3,8 m la de los pies plantados a menor densidad, para alcanzar en el último año una altura entre 9,6 y 11,8 m y entre 8,8 y 10,7 m a marco 2x2 y 3x4, respectivamente.

En general, la altura alcanzada por esta especie es mayor en aquellas parcelas que se han establecido con mayor densidad de plantación. Este hecho puede justificarse, por un lado, porque al tratarse de una especie de crecimiento rápido y al ser menor la distancia entre pies, se evita el desarrollo lateral de las copas, que sí ocurre cuando se aumenta el marco de plantación. En estas circunstancias el árbol crece en busca de la luz incrementando su altura. Por otro lado, al alcanzarse la tangencia de copas en la parcela se reduce la entrada de luz en la misma, lo que provoca una disminución de la producción de pasto y, por lo tanto, una disminución de la competencia pasto-arbolado.

Desde el momento de la instalación, en el caso de las parcelas repobladas a mayor densidad de plantación, los resultados reflejan la existencia de un efecto negativo de la aplicación de fertilización mineral (M) sobre el desarrollo en altura del pino. Este efecto negativo de la fertilización mineral sobre el crecimiento en altura del pino se ha podido comprobar desde el primer año de estudio (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000) y a lo largo de los siete primeros años de la experiencia (Mosquera-Losada *et al.*, 2006). Como vemos, durante el último año de estudio, 2005, se sigue obteniendo un efecto negativo de la fertilización mineral (M) sobre el crecimiento en altura pero, además, y a

diferencia de lo obtenido hasta la fecha, dicho efecto se obtiene también en aquellas parcelas fertilizadas inicialmente con lodo (L). Recordemos que en esta experiencia la aplicación de lodo se hizo únicamente en el año de establecimiento del sistema (1995), pasando después a aplicarse en las parcelas de lodo el mismo tratamiento que en las parcelas fertilizadas con abono mineral (M). Durante los siete primeros años de estudio, los resultados obtenidos mostraron que no existe en el sistema un efecto residual de la aplicación del lodo sobre la producción de pasto, comprobándose que el efecto de dicho tratamiento sobre la producción de pasto desaparece a partir del tercer año (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000).

En cambio, en las parcelas repobladas a menor densidad de plantación, no se ha obtenido efecto del tratamiento de fertilización aplicado (L, M, NF) sobre el desarrollo en altura. Esto puede explicarse porque a estas densidades, las dosis de fertilizante empleadas son bajas (Mosquera *et al.*, 2004) y el pasto aprovecha todo el fertilizante aportado. Por otra parte, no existe tanta competencia entre pies lo que limita su desarrollo en altura. En comparación con las densidades elevadas, el aumento de la cobertura limita la producción de pasto lo que permite que el fertilizante sea aprovechado por el arbolado.

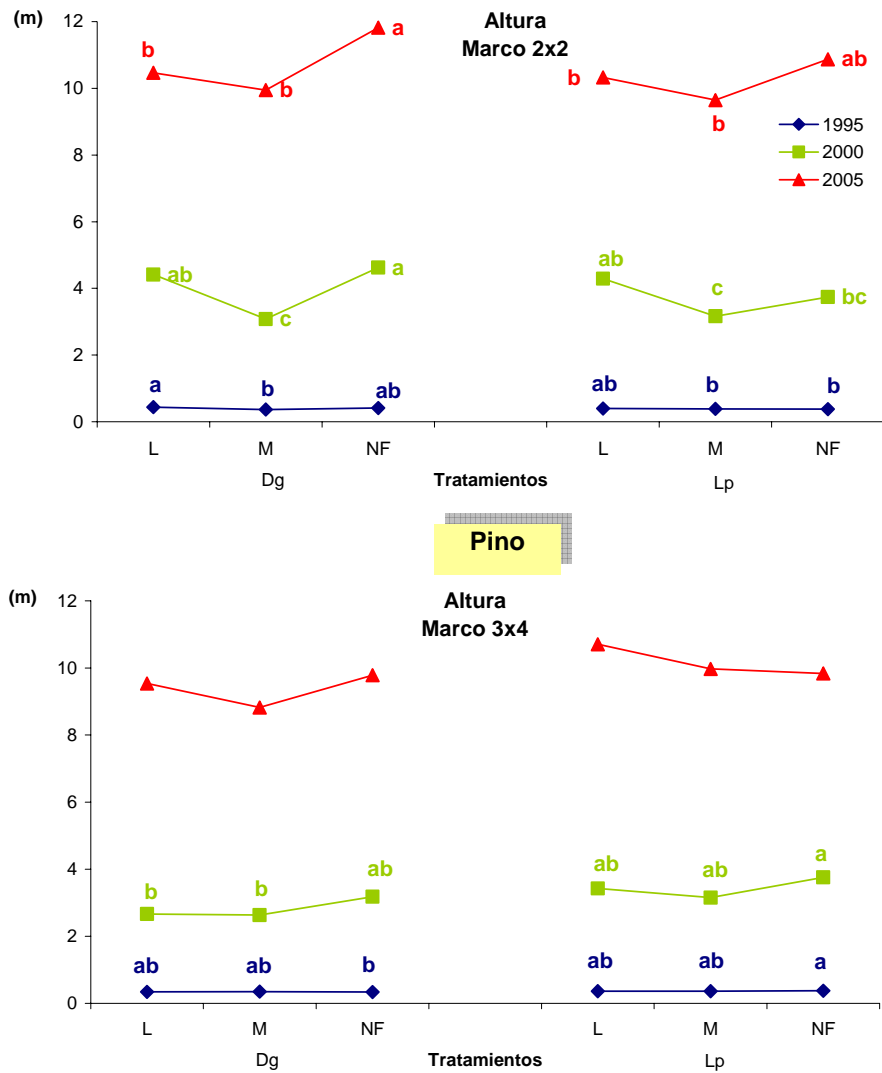


Figura 18. Crecimiento en altura de la especie *Pinus radiata* D. Don, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Por otro lado, y tal como se puede ver en la Figura 19 el tipo de siembra influyó en el crecimiento en altura en aquellas densidades de plantación menores, de manera que durante los años 1995 y 2000 el desarrollo fue significativamente inferior en las parcelas sembradas con mezcla de dactilo (Dg), lo que puede justificarse porque que en las parcelas de raigrás el porcentaje de especies dicotiledóneas es mayor, consecuencia del mal establecimiento del raigrás, dichas especies herbáceas presentan por lo general, una mayor concentración de cationes por lo que la extracción de los mismos del suelo se reduce quedando disponibles para el componente arbolado y favoreciendo así su crecimiento. Por otro lado, y como veremos más adelante, en las parcelas de dactilo

(Dg), la producción de pasto obtenida es mayor que en el caso de las establecidas con mezcla de raigrás (Lp) por lo que la competencia pasto-arbolado es mayor.

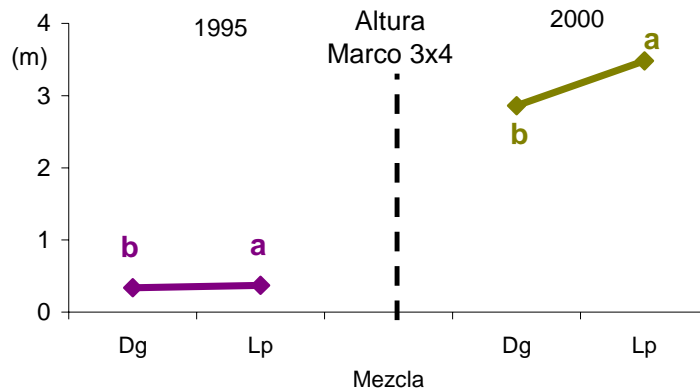


Figura 19. Efecto de la mezcla de siembra, durante los años 1995 y 2000, sobre el desarrollo en altura del *Pinus radiata* D. Don a marco de plantación 3x4 m.

Por otro lado, el índice de sitio a la edad de 20 años (Sánchez *et al.*, 2003) muestra valores superiores a los determinados en estudios realizados en terrenos de monte de Galicia para esta misma especie (18,22 m en fertilización inorgánica y 15,61 m en no fertilización) (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002; López-Díaz, 2004) (Figura 20) pero inferiores a los obtenidos en plantaciones de Nueva Zelanda (36 m a los 20 años) (Lavery, 1986) debido a las condiciones de sequía que se producen en nuestras latitudes durante el verano lo cual limita el crecimiento del arbolado.

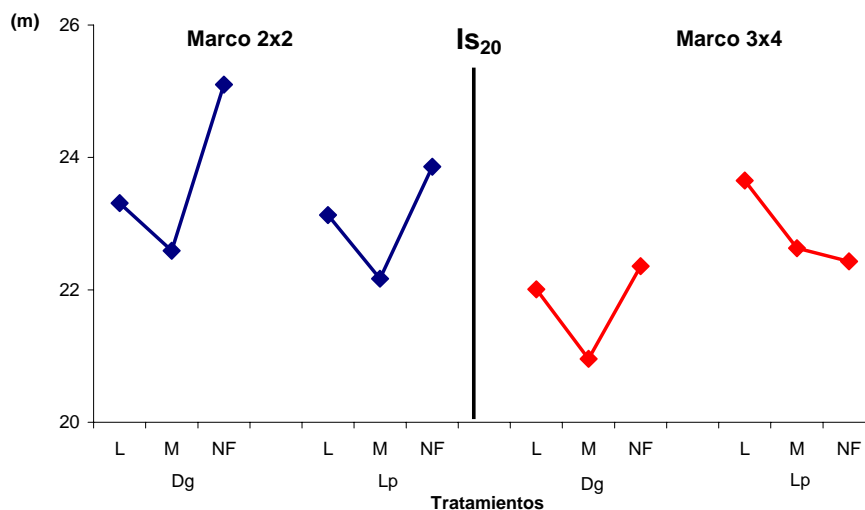


Figura 20. Índice de sitio para la especie *Pinus radiata* D. Don obtenido para los diferentes tratamientos aplicados a marco 2x2 y 3x4 m.

En cuanto al **desarrollo diametral del pino insignie**, los resultados obtenidos muestran la existencia de un efecto significativo del tratamiento de fertilización aplicado en la parcela durante el primer y último años de estudio y un efecto conjunto de la fertilización y la mezcla de siembra durante el segundo año en el caso de las parcelas establecidas con marco 2x2. Sin embargo, a marco 3x4 los resultados reflejan la existencia de un efecto significativo del tipo de fertilización aplicada y de la mezcla de siembra en la parcela, durante el año 1995, y de la mezcla de siembra durante el año 2000, tal y como puede verse en la Tabla 16.

Diámetro (<i>Pinus radiata</i> D. Don)	Marco 2x2			Marco 3x4		
	1995	2000	2005	1995	2000	2005
Fertilización	***	***	*	*	ns	ns
Mezcla	ns	ns	ns	***	*	ns
Fertilización*mezcla	ns	*	ns	**	ns	ns

Tabla 16. Resultado del análisis de varianza realizado para la variable diámetro de la especie *Pinus radiata* D. Don donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$. Marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

El crecimiento en diámetro alcanzado por la especie *Pinus radiata* D. Don a lo largo del periodo de estudio realizado se muestra en la Figura 21. Los diámetros alcanzados se sitúan en los intervalos 0,7-0,9 cm a marco 2x2 y 0,6-0,8 cm a marco 3x4, en el año 1995, y 6,9-10,3 cm a marco 2x2 y 8,3-11,4 cm a marco 3x4, en el año 2000, y 12,4-16,5 cm y 14,2-17,1 cm para el año 2005 y marcos de plantación 2x2 y 3x4, respectivamente.

Al igual que ocurría en el caso de la altura, se ha obtenido un efecto significativo de la fertilización aplicada sobre el desarrollo en diámetro de dicha especie, pero en esta ocasión este efecto es diferente según la mezcla de siembra de la parcela; así, la combinación de fertilización mineral (M) y siembra de dactilo (Dg) provoca una disminución en el desarrollo diametral que perdura hasta el último año de estudio (2005), mientras que, en las parcelas sembradas con raigrás (Lp), este mismo efecto se obtiene tanto en las parcelas fertilizadas con abono inorgánico (M) como en las no fertilizadas (NF). Esto puede justificarse, en primer lugar, porque el crecimiento de gramíneas responde muy bien a la fertilización inorgánica, limitando por tanto el crecimiento del arbolado, y en el segundo caso porque en las parcelas de raigrás (Lp) en las que no se fertiliza abundan especies dicotiledóneas que extraen cationes que pueden limitar el desarrollo del arbolado.

Es importante destacar que sobre todo en los primeros años, no se encuentra un efecto negativo del aporte de lodo sobre el desarrollo forestal, resultando, en aquellos tratamientos más intensivos, un efecto similar al mostrado en los tratamientos de no fertilización. El efecto negativo de la sequía de verano en el crecimiento del árbol es especialmente importante en suelos arenosos con un contenido bajo de materia orgánica, y puede ser aliviado agregando las enmiendas orgánicas (tales como el lodo de industria láctea) que favorecen el desarrollo de árboles en los períodos de sequía, debido a que se incrementa la humedad del suelo y se limita la competencia de la vegetación herbácea, tal y como se ve en nuestra experiencia (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2000).

A partir del cuarto año de experiencia, el tratamiento de fertilización inorgánica se aplicó en las parcelas fertilizadas inicialmente con lodo y la producción de pasto se incrementó sin afectar al crecimiento de los pinos, probablemente debido a la diferente profundidad de las raíces, reduciéndose la competencia pasto-arbolado, esto no ocurrió en el primer año de estudio, cuando una importante competencia entre el pasto y el arbolado fue detectada en el tratamiento de fertilización mineral (Mosquera-Losada *et al.*, 2006). Diversos autores describen que la diferente profundidad de las raíces incrementa la eficacia del uso de fertilizantes (Nair y Kalmbacher, 2005).

Por otro lado, durante los siete primeros años de estudio (1995-2001) en las parcelas fertilizadas, tanto orgánica como inorgánicamente, la producción de pasto fue semejante, sin embargo el desarrollo de los pinos fue mayor en aquellas parcelas en las cuales se aplicó fertilización con lodo inicialmente (alrededor de un 35% más en altura y un 30% más en diámetro) (Mosquera-Losada *et al.*, 2006). Estos resultados se contradicen con los obtenidos en sistemas silvopastorales de pino insigne desarrollados sobre suelos de monte, en los que, la fertilización se efectuaba cuando el arbolado tenía ya cinco años y era menos influenciado por la competencia del estrato herbáceo, y sobre un suelo muy ácido, acidez que se vio incrementada por la fertilización inorgánica, limitando la productividad del pasto (López-Díaz, 2004).

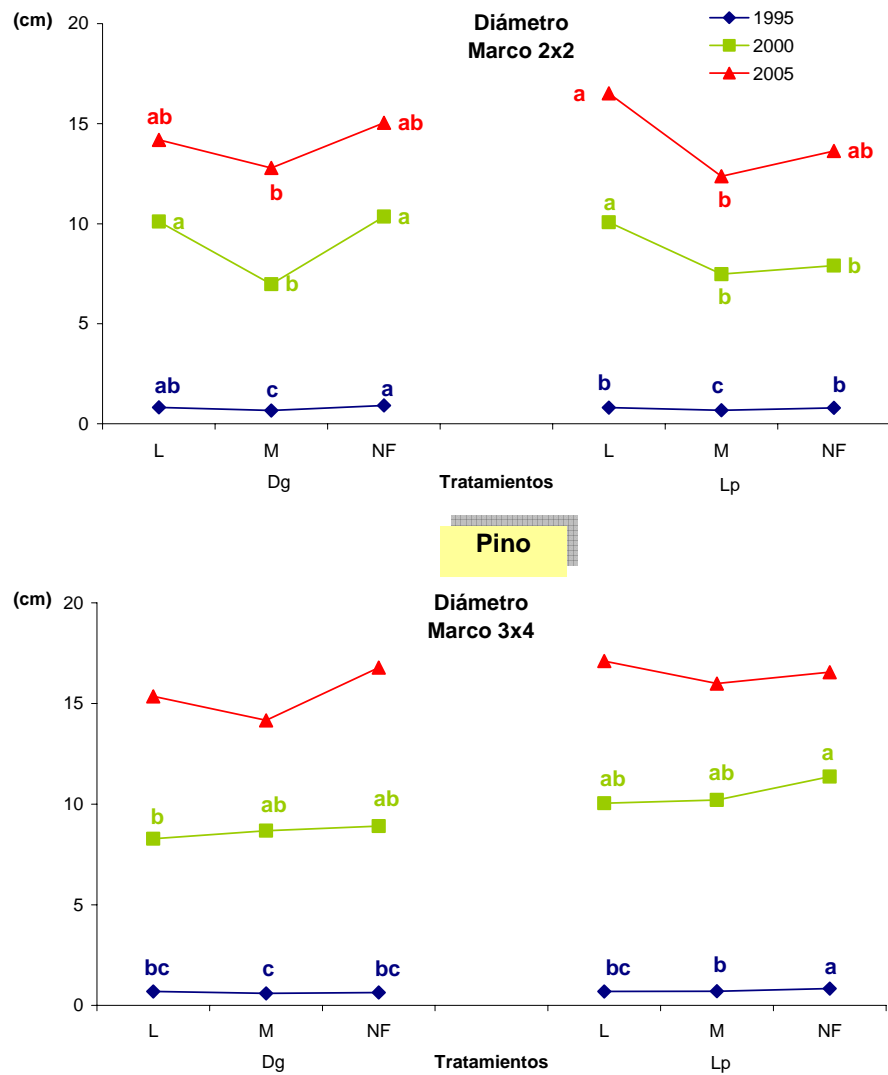


Figura 21. Crecimiento en Diámetro de la especie *Pinus radiata* D. Don, en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

6.2 *Betula alba* L.

El resultado del análisis de varianza realizado para la variable altura en el caso de la especie *Betula alba* L. se muestra en la Tabla 17. En las parcelas en las cuales el abedul se ha establecido a elevadas densidades de plantación se ha obtenido durante los dos últimos años de estudio un efecto conjunto del tratamiento de fertilización y de la mezcla de siembra en la parcela. En el caso de las densidades menores, los resultados mostraron un efecto significativo de la mezcla de siembra durante el primer y último año de estudio, mientras que en el segundo año se ha obtenido un efecto conjunto de la fertilización y de la mezcla de siembra sobre el desarrollo en altura de esta especie.

Altura (<i>Betula alba</i> L.)	Marco 2x2			Marco 3x4		
	1995	2000	2005	1995	2000	2005
Fertilización	ns	ns	*	ns	ns	ns
Mezcla	ns	*	*	**	***	**
Fertilización*mezcla	ns	**	**	ns	*	ns

Tabla 17. Resultado del análisis de varianza realizado para la variable Altura, de la especie *Betula alba* L., donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$. Marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

La Figura 22 representa el crecimiento en altura alcanzado por los pies de abedul en los diferentes tratamientos. En las parcelas repobladas a marco 2x2 la altura alcanzada por el abedul fue de 0,61-0,65, 1,9-3,1 y 4,8-6,5 m para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente, mientras que a marco 3x4 varió entre 0,6-0,8, 2,2-3,4 y 5,6-7,6 m para los años citados anteriormente.

Los resultados obtenidos reflejan un mayor desarrollo en altura en aquellas parcelas en las cuales la densidad de plantación establecida es menor, esto se debe a la menor competencia entre ellos. Esta respuesta es diferente a la encontrada en el pino, en el que, debido a la morfología de su copa, la tangencia de copas es la que provoca un mayor crecimiento en altura a mayores densidades de plantación. Esto parece indicar que la competencia en el caso del abedul se produce más a nivel radical, y en el pino más a nivel de copa.

Por otro lado, cuando el abedul se establece a elevadas densidades de plantación se observa un efecto diferente del tratamiento de fertilización aplicado según la mezcla de siembra en la parcela, de manera que durante el año 2000 en las parcelas sembradas con mezcla de dactilo (Dg) la aplicación de fertilización mineral (M) supuso un mayor crecimiento en altura del abedul, y este mismo efecto se obtiene en las parcelas sembradas con mezcla de raigrás pero cuando éstas se fertilizan con abono orgánico (L). La no aplicación de fertilización (NF) supone, en ambas mezclas de siembra, un menor desarrollo en altura del abedul, lo que reafirma que la competencia radical es fuerte en el caso del abedul en comparación con el pino. Por otro lado, en el último año de estudio se observa un efecto muy diferente al comentado anteriormente, ya que en el caso de las parcelas sembradas con dactilo (Dg) y fertilizadas con abono mineral (M) el desarrollo en altura es inferior al obtenido en los otros dos tratamientos aplicados, en cambio, en el caso de las parcelas sembradas con raigrás (Lp) no se observan

diferencias, lo que puede justificarse por la mayor productividad y persistencia del dactilo en el primer caso.

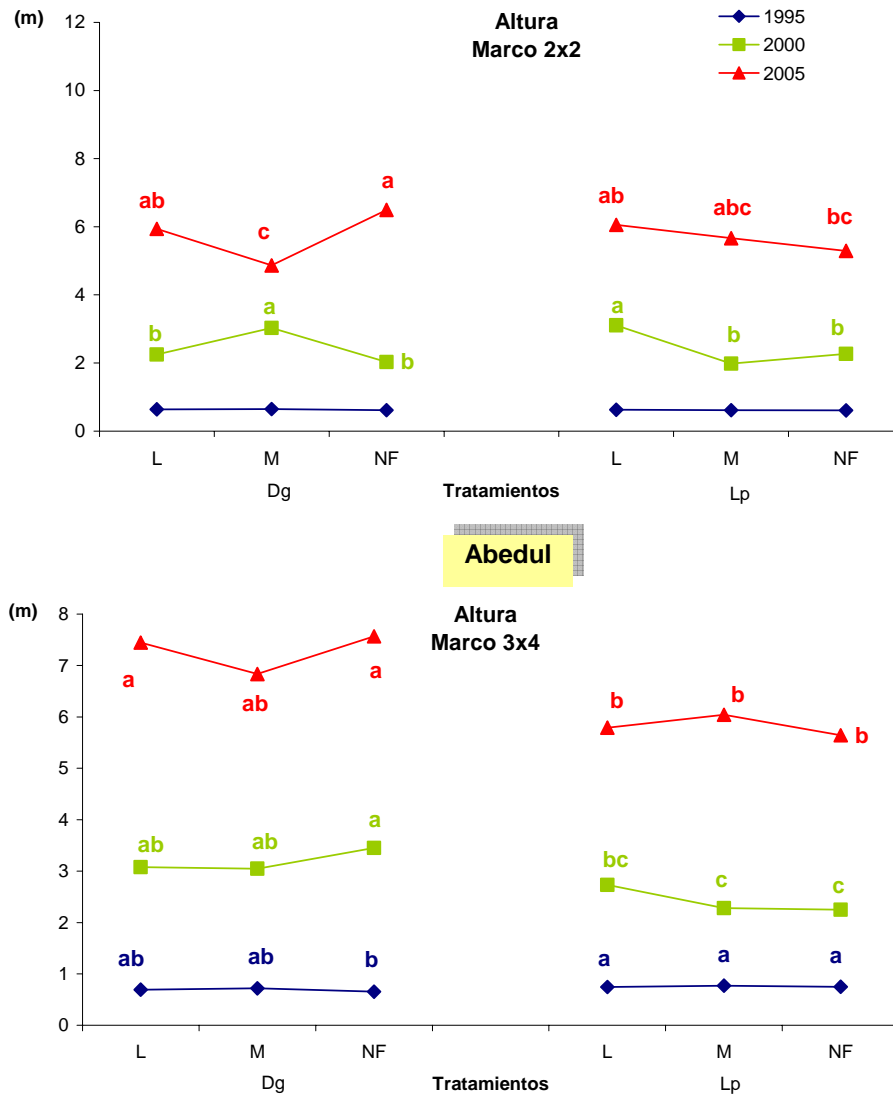


Figura 22. Crecimiento en altura de la especie *Betula alba* L., en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En general a marco 2x2 y a marco 3x4 el crecimiento en altura del abedul es inferior en las parcelas en las cuales se ha establecido mezcla de raigrás (Lp); una explicación a esta respuesta puede encontrarse en el hecho de que el desarrollo inicial de las praderas de siembra, que es cuando más se pone de manifiesto la competencia pasto- arbolado, fue mejor en las parcelas sembradas con dactilo, desarrollándose mejor las especies invasoras dicotiledóneas en las sembradas con raigrás y estas herbáceas

invasoras suelen presentar mayores contenidos en cationes, como el calcio y el magnesio, que son muy necesarios para el desarrollo del abedul.

El índice de sitio obtenido (a la edad de referencia de 20 años) para los diferentes tratamientos establecidos se situó entre 10 y 12 m para las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación y entre 11 y 14 m a menores densidades (Figura 23). Dichos índices se encuentran entre los rangos obtenidos para Galicia por Diéguez-Aranda *et al.* (2006) (4-18 m) y los obtenidos por Karlsson *et al.* (1998) para Suecia (3,5 y 21 m).

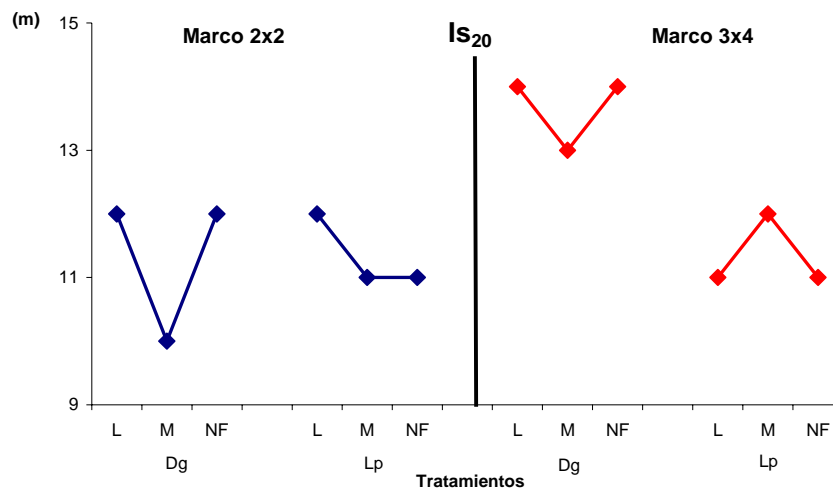


Figura 23. Índice de sitio para la especie *Betula alba* L. obtenido para los diferentes tratamientos aplicados a marco 2x2 y 3x4 m.

En la Tabla 18 se muestra el resultado del análisis de varianza realizado a partir de las **mediciones de diámetro** llevadas a cabo en los pies de abedul durante los tres años de estudio y en los dos marcos de plantación.

Diámetro (<i>Betula alba</i> L.)	Marco 2x2			Marco 3x4		
	1995	2000	2005	1995	2000	2005
Fertilización	ns	ns	**	ns	ns	10%
Mezcla	*	ns	10%	ns	***	*
Fertilización*mezcla	*	ns	***	ns	***	ns

Tabla 18. Resultado del análisis de varianza realizado para la variable Diámetro, de la especie *Betula alba* L. donde ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$. Marco de plantación 2x2 y 3x4. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

Como vemos, en el caso del marco 2x2 se obtiene un efecto significativo conjunto del tratamiento de fertilización y de la mezcla de siembra durante los años 1995 y 2005, mientras que a marco 3x4 este mismo efecto se obtiene durante el año

2000 y en el último año los resultados reflejaron la existencia de un efecto significativo de la mezcla de siembra.

El crecimiento en diámetro de la especie *Betula alba* L. se muestra en la Figura 24. El diámetro inicial de los diferentes pies se situó en los intervalos 0,6-0,8 cm, a marco 2x2, y 0,7-0,8 cm a marco 3x4. Cinco años después los intervalos pasan a ser 2,9-4,3 cm y 3,3-5,8 cm, a marco 2x2 y 3x4 respectivamente, para finalmente situarse entre 4,1 y 6,3 cm, cuando se establece a mayores densidades de plantación, y entre 4,8 y 8,2 cm para las menores densidades.

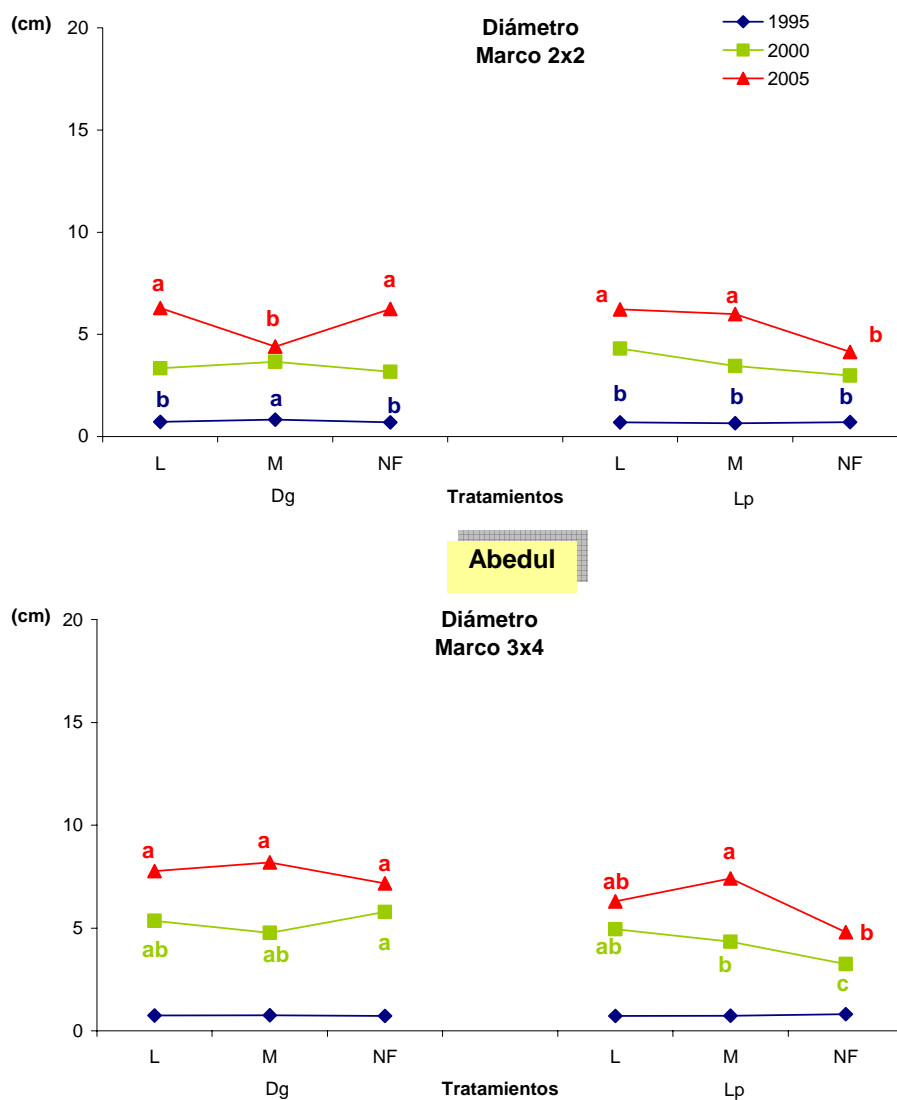


Figura 24. Crecimiento en diámetro de la especie *Betula alba* L. en los tres años de estudio, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Al igual que ocurría con la altura, el crecimiento diametral de los pies de abedul estudiados fue mayor en las parcelas con menor densidad de plantación, ya que la competencia entre pies es menor, lo que parece mostrar un notable efecto de la competencia radical en esta especie.

Los resultados obtenidos muestran la existencia de un efecto negativo sobre el desarrollo diametral del abedul cuando en la parcela no se aplica fertilización de ningún tipo, debido a la mayor competencia radical por los nutrientes del suelo y, también en la siembra con mezcla de raigrás, probablemente por la mayor proporción de dicotiledóneas invasoras en estas parcelas. Esta respuesta se ha obtenido con independencia del marco de plantación establecido.

A modo de resumen diremos que el crecimiento mostrado por el pino insigne a lo largo de los años de estudio fue muy superior al del abedul. El pino se ha visto influido negativamente desde el principio por la aplicación de fertilización mineral y por el mejor establecimiento del pasto en las parcelas sembradas con dactilo. Mientras que en el abedul el efecto negativo de la fertilización mineral no se obtiene hasta el último año de estudio y su desarrollo se vio limitado en las parcelas sembradas con raigrás, debido a la proliferación de especies invasoras dicotiledóneas. El efecto de la fertilización y especie de siembra sobre el desarrollo de las especies forestales depende del tipo de especie y su densidad de plantación, así, en el caso del pino esto parece producirse a nivel aéreo pero en el caso del abedul la mayor competencia es a nivel radical.

7. BIOMASA AEREA ANUAL EN EL ESTRATO INFERIOR

En la Tabla 19 se reflejan los resultados obtenidos al realizar los análisis de varianza referidos a la producción de biomasa aérea anual en el estrato inferior (producción de pasto + acículas caídas + material senescente) en los tres años de estudio que se presentan (1995, 2000 y 2005) y para cada uno de los tratamientos aplicados. Los resultados reflejan un efecto significativo de la interacción año*especie forestal sobre la biomasa total aérea en el caso de las parcelas establecidas a densidades elevadas, así como del tratamiento de fertilización aplicado. Mientras que en las parcelas establecidas a menor densidad de plantación (3x4) se obtuvo un efecto significativo de las interacciones mezcla de siembra, tratamiento de fertilización y especie forestal con el año de estudio y de la fertilización con la especie forestal.

Biomasa aérea en el piso inferior	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	***
Especie forestal	*	ns
Fertilización	*	***
Fertilización*especie forestal	ns	*
Año* fertilización	ns	**
Año* especie forestal	*	*
Año*mezcla	ns	*

Tabla 19. Resultado del análisis de varianza realizado para la biomasa en el piso inferior donde, ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

Los rangos de biomasa aérea (Figura 25) en los tres años de estudio en las parcelas desarrolladas bajo cubierta de pino a marco 2x2 son 3,4-5,7 t MS/ha para el año 1995, 2,7-4,9 t MS/ha para el año 2000 y 6,6-7,5 t MS/ha para el año 2005. Vemos como durante el segundo año de estudio se produce una disminución de la biomasa a densidades elevadas, mientras que en el tercer periodo los resultados muestran la tendencia contraria. La explicación puede ser que durante el año 2000 comienza a hacerse patente el efecto de la tangencia de copas sobre la parcela, disminuyendo la cantidad de luz que llega al suelo, mientras que en el último año la tangencia de copas es total, aumentando considerablemente la proporción de acículas en el suelo, como se verá más adelante. A partir del año 2000 se acrecienta el proceso de muerte y posterior escisión y desprendimiento de acículas originada, consecuencia de la reducción de la actividad fotosintética derivada de la limitación de la radiación incidente en las partes bajas del árbol. Este desprendimiento de acículas no se ha llegado a producir aún en ese momento en las parcelas de pino implantadas a mayor marco de plantación, en las cuales la biomasa anual fue muy similar en los tres años de estudio, situándose los intervalos en 3,4-5,4 t MS/ha, 3,2-6,9 t MS/ha y 3,3-6,5 t MS/ha para el primer, segundo y tercer años, respectivamente.

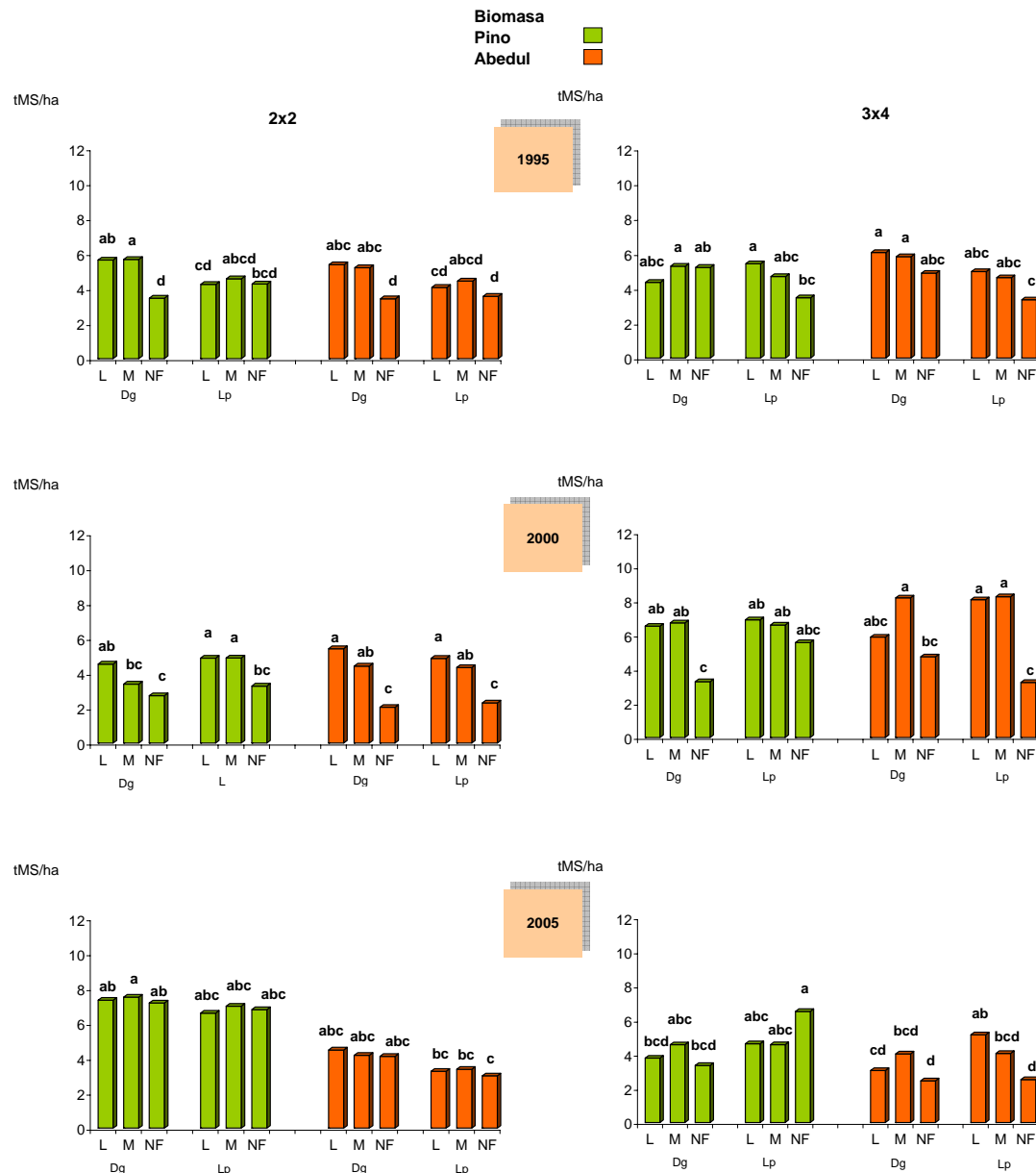


Figura 25. Biomasa aérea anual en el piso inferior para los tres años de estudio, expresada en t MS/ha, en cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En el caso de las parcelas desarrolladas bajo cubierta de abedul, igual que ocurriría con las parcelas de pino implantadas a densidad 3x4, la biomasa se ha mantenido más o menos uniforme a lo largo del periodo de estudio. En las parcelas establecidas a marco 2x2 los rangos de biomasa anual son 3,4-5,4 t MS/ha, 2,0-5,4 t MS/ha y 3,0-4,5 t MS/ha para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente, que son similares a los correspondientes al marco 3x4: 3,3-6,0 t MS/ha; 3,2-8,2 t MS/ha y 2,5-5,1 t MS/ha para los mismos años.

En la Figura 26 se muestra el efecto de la cubierta arbolada sobre la biomasa a lo largo de los tres años de estudio para los dos marcos de plantación. Como ya hemos comentado anteriormente, la biomasa en las parcelas con mayor densidad de plantación y bajo cubierta de pino experimenta un aumento significativo durante el último año de estudio (2005), debido a la acumulación de acículas en la parcela, consecuencia de la tangencia de copas. Por otro lado, en la citada anteriormente se observa como, en el caso del abedul y para la misma densidad de plantación, la biomasa en el piso inferior de las parcelas tiende a mantenerse durante los tres años de estudio.

En el caso de las parcelas establecidas con menor densidad de plantación los resultados obtenidos reflejan, bajo cubierta de pino y de abedul, un aumento significativo de la biomasa durante el segundo año de estudio, debido probablemente por un lado, a que durante ese año las precipitaciones registradas durante los meses previos a la realización de los muestreos (marzo-abril-mayo y octubre-noviembre-diciembre) fueron las más elevadas de los tres años de estudio, y también a que, a estas densidades, es menor la competencia ejercida por la cubierta arbolada sobre el pasto. La influencia de las condiciones climáticas en la producción de pasto ya fue demostrada en praderas desarrolladas en Galicia (Mosquera y González, 1998; Mosquera-Losada *et al.*, 1999).

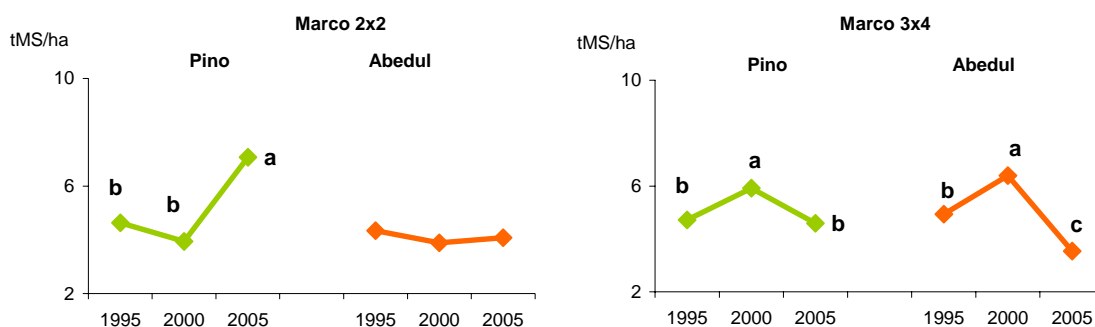


Figura 26. Efecto de la especie forestal sobre la biomasa aérea del sotobosque según el año de estudio (año*especie forestal) en cada marco de plantación estudiado (2x2 y 3x4 m).

En cuanto al efecto del tratamiento de fertilización aplicado sobre la biomasa en las diferentes parcelas, señalaremos que, a densidades elevadas de plantación se ha obtenido un aumento generalizado de la misma en aquellas parcelas en las cuales se ha aplicado fertilización, tanto orgánica como inorgánica (Figura 27), independientemente del año, mientras que en el caso de las parcelas establecidas a menores densidades el

efecto del tratamiento de fertilización ha seguido la misma tendencia pero sólo resultó significativo en las no fertilizadas durante el año 2000.

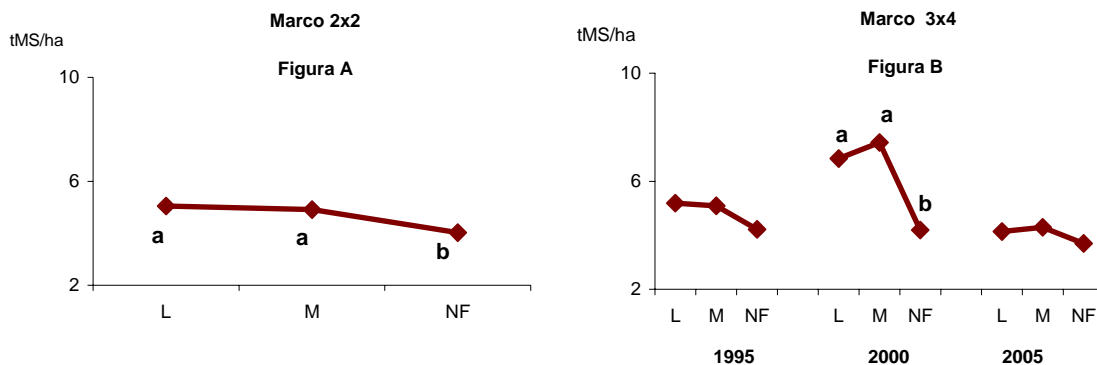


Figura 27. Efecto del tratamiento de fertilización aplicado sobre la biomasa. Marcos 2x2 y 3x4.

El efecto beneficioso de la fertilización nitrogenada sobre la producción de pasto ya fue encontrado por autores como Mosquera y González (1997) y Whitehead (1995).

Por otro lado, se ha obtenido una evolución diferente de la biomasa en función del tipo de mezcla pratense a marco 3x4 (Figura 28), de manera que el efecto sólo resulta significativo en el último año de estudio, en el que la biomasa se incrementa en la mezcla de raigrás, lo que puede asociarse con la mayor presencia de acículas derivada de la mayor altura del arbolado en este tratamiento.

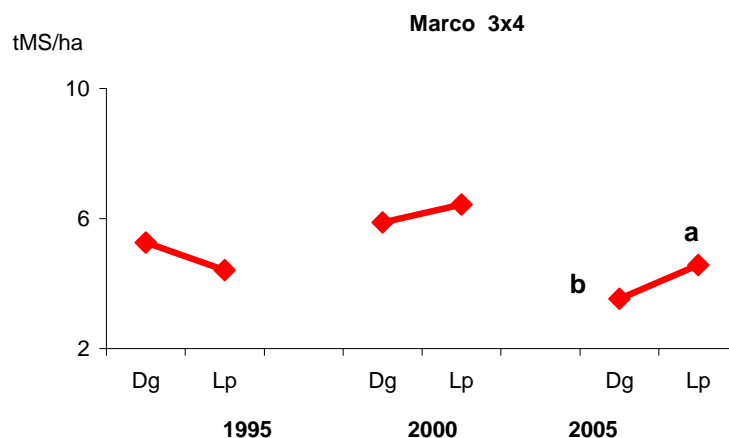


Figura 28. Efecto de la mezcla de siembra sobre la biomasa (mezcla*año). Marco 3x4 m.

Resumiendo la biomasa aérea en el estrato inferior de la masa se ha visto influida, a partir del segundo año de estudio, por el desarrollo de la cubierta arbolada, produciéndose inicialmente una disminución de la misma. Sin embargo, en el tercer año

de estudio dicha variable aumenta, sobre todo en las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación y bajo cubierta de pino, en las que la contribución de acículas se incrementa debido al efecto provocado por la tangencia de copas. En general, la biomasa fue mayor bajo cubierta de abedul, mostrando esta especie por tanto una mayor compatibilidad con la implantación de sistemas silvopastorales.

7.1 Pasto, material senescente y acículas caídas en el estrato inferior del sistema

Los resultados de los análisis de varianza referidos a pasto, material senescente y acículas caídas, realizados para las dos densidades de plantación establecidas se pueden ver en la Tabla 20.

	Marco 2x2			Marco 3x4		
	Pasto herbáceo	M.Sen	Acículas	Pasto herbáceo	M.Sen	Acículas
Año	***	***	***	***	***	***
Corte	***	*	**	***	***	***
Mezcla	ns	ns	ns	ns	7%	ns
Fertilización	***	ns	ns	***	ns	ns
Especie forestal	***	***	***	**	ns	***
Corte*año	***	**	***	***	***	***
Mezcla*año	*	ns	ns	**	10%	9%
Especie forestal*año	***	ns	***	ns	ns	***
Fertilización*año	ns	ns	ns	*	ns	7%
Fertilización*especie forestal	ns	ns	ns	ns	ns	*
Mezcla*especie forestal	ns	ns	ns	ns	ns	*
Corte*fertilización	***	ns	ns	***	ns	ns
Corte*especie forestal	**	*	*	ns	ns	***
Corte*especie forestal*año	*	ns	***	ns	**	***
Corte* fertilización *año	***	ns	ns	ns	ns	ns
Corte*fertilización*mezcla	ns	ns	ns	*	ns	ns
Fertilización*mezcla*especie forestal	ns	ns	ns	ns	*	ns

Tabla 20. Resultado del análisis de varianza para los componentes de biomasa aérea del sotobosque: pasto, material senescente y acículas, para los diferentes cortes realizados, donde, M.Sen: material senescente; ns: no significativo; *: $p<0,05$; **: $p<0,01$; ***: $p<0,001$. Marco 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

Es importante destacar el claro efecto significativo del corte y el año sobre las tres variables estudiadas, lo que indica que, la capacidad de respuesta de las variables estudiadas a los factores aplicados depende de que el clima sea adecuado para el desarrollo de las diferentes fracciones de la biomasa aérea. Además, y debido al crecimiento de la cubierta arbolada, se puede encontrar un efecto del año sobre la capacidad de respuesta de las tres variables a los tratamientos aplicados y, en el caso del abedul, a la variabilidad del efecto de su cubierta sobre la radiación incidente que llega

al pasto, teniendo en cuenta que es una especie caducifolia. Estos efectos se ponen de manifiesto en el marco de plantación 2x2 en las interacciones significativas corte*fertilización*año, corte*especie forestal*año y mezcla*año en el caso de la producción de pasto, en las de corte*especie forestal y corte*año en el caso del material senescente y, finalmente, en las interacciones corte*especie forestal*año en el caso de las acículas.

De forma similar, cuando el marco de plantación se amplía encontramos las interacciones significativas de corte*fertilización y mezcla, fertilización*año y mezcla*año sobre la producción de pasto, corte*especie forestal*año y mezcla*año ($p < 10\%$) en el caso del material senescente y corte*especie forestal*año, mezcla*especie forestal, fertilización*año ($p < 7\%$) y mezcla*año ($p < 9\%$) sobre las acículas.

De todo ello se deduce que en las dos densidades de arbolado estudiadas, los efectos de los tratamientos sobre las tres variables se ven muy afectados por aspectos relacionados con el clima, ya que el corte y el año tienen un efecto muy significativo en todos los casos.

Las gráficas de la Figura 29 muestran la biomasa de pasto, material senescente y acículas en el estrato inferior de la masa en el **año 1995** para las dos mezclas pratenses y para los diferentes tratamientos aplicados. Al coincidir con el año de implantación de la experiencia, únicamente se realizaron dos cortes correspondientes a los meses de julio y diciembre.

La producción de **pasto herbáceo** durante el primer año de estudio varió entre 1,6 y 3,4 t MS/ha para el primer corte (mes de julio) y entre 1,3 y 2,5 t MS/ha para el cuarto corte (mes de diciembre), a marco 2x2, y entre 1,6 y 3,5 t MS/ha y entre 1,5 y 2,7 t MS/ha para los mismos cortes pero a marco 3x4. Los rangos obtenidos reflejan una producción de pasto similar para ambas densidades de plantación, así como un efecto nulo de la cubierta arbolada sobre esta variable, lo que se explica por el reducido efecto de las plantas forestales a la hora de interceptar la luz y competir con el pasto a edades tempranas debido a su escaso desarrollo.

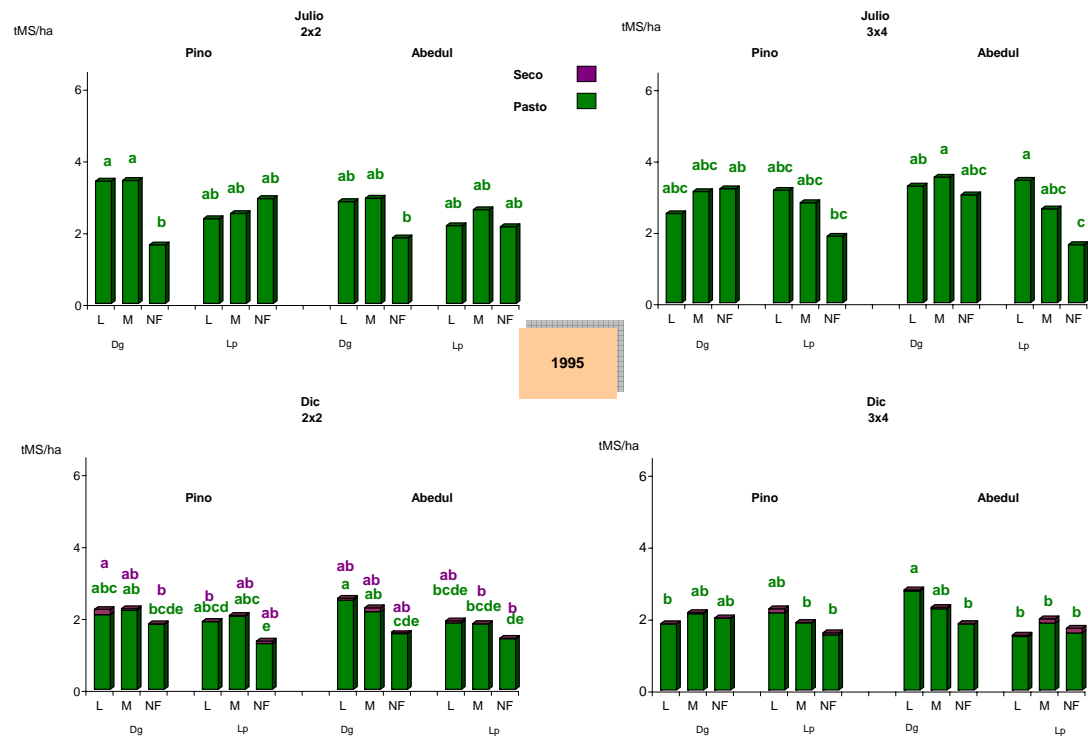


Figura 29. Variación de la biomasa de pasto, material senescente y acículas durante el año 1995, expresada en t MS/ha, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La biomasa del piso inferior durante el primer año de estudio está constituida mayoritariamente por pasto herbáceo, siendo la contribución de material senescente inferior al 7% (0,01-0,11 t MS/ha para las parcelas a marco 2x2 y 0,01-0,13 t MS/ha a marco 3x4) y únicamente aparece durante el corte de invierno, cuando las condiciones climáticas son más adversas. Además, la contribución de acículas a la biomasa es nula durante este primer año, debido al escaso desarrollo de los pinos. Este hecho se repite independientemente del marco de plantación y de la mezcla de siembra.

Por otro lado, la ausencia de fertilización se tradujo en una reducción significativa de la producción de pasto en el caso de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación bajo cubierta de pino y sembradas con mezcla de dactilo (Dg) en el primer corte y en las sembradas con mezcla de raigrás (Lp) bajo cubierta de pino y con mezcla de dactilo (Dg) bajo abedul en el segundo.

La Figura 30 refleja la contribución de pasto, material senescente y acículas al total de la biomasa pero, en esta ocasión, referidos al **segundo año** de estudio (año 2000). Durante este año, la producción de pasto obtenida en los diferentes cortes varió entre 0,61 y 3,23 t MS/ha, 0,61 y 1,40 t MS/ha, 0,03 y 0,28 t MS/ha y 0,08 y 0,56 t

MS/ha para el primer, segundo, tercer y cuarto cortes, respectivamente, en las parcelas con marco 2x2 y, entre 1,4 y 5,1 t MS/ha, 1,04 y 1,9 t MS/ha, 0,12 y 1,24 t MS/ha y 0,09 y 0,85 t MS/ha para los mismos cortes pero en las parcelas con marco 3x4. Durante este año se ve un efecto claro del corte sobre la producción de pasto, debido a la importante sequía registrada durante el verano y por las bajas temperaturas del otoño. La interacción mostrada entre el corte y la fertilización parece clara, ya que, en el primer corte del año, se observa una respuesta positiva de la producción de pasto a la fertilización, que desaparece en el segundo, tercer y cuarto cortes. Si comparamos lo que ocurre en los dos marcos de plantación vemos que con densidades elevadas se produce una disminución de la producción de pasto durante el tercer corte, probablemente por la competencia por el agua entre el pasto y el arbolado, cuyas raíces a éstas densidades necesitarán absorber más agua. En este corte no se observa influencia en la producción de pasto de la especie forestal. Si comparamos los resultados obtenidos durante este año en el tercer y cuarto cortes con los del año 1995, vemos que se ha producido una disminución importante de la producción de pasto, que se justifica, por un lado, por el efecto producido por el desarrollo de la cubierta arbolada sobre dicha variable y también por el hecho de que durante el año 2000 las temperaturas y la precipitación registradas en la zona durante el periodo estival fueron inferiores a las registradas en el año 1995.

La contribución del **material senescente** a la biomasa aérea del sotobosque comienza a ser más importante que en el periodo anterior. Así, por un lado, en los cuatro cortes realizados se ha obtenido presencia de ese material independientemente del marco de plantación y de la especie arbórea, cuyo contenido se situó en los intervalos 3-16%, 3-36%, 14-73% y 2-18% para el primer, segundo, tercer y cuarto cortes, respectivamente, en el caso de las parcelas implantadas bajo cubierta de pino a marco 2x2, mientras que a marco 3x4 los intervalos, para los mismos cortes y la misma cubierta arbolada, fueron 4-14%, 3-12%, 5-28% y 4-33%. Los porcentajes de material senescente obtenidos bajo cubierta de abedul para los dos marcos de plantación fueron muy inferiores a los del pinar en los cortes de primavera, y similares entre ellos durante los tres primeros cortes del año (1-13%, 3-6% y 2-37%); la mayor diferencia se obtuvo en el corte de invierno: 17-21% para marco 2x2 y 3-39% para marco 3x4.

La proporción de material senescente fue superior en los cortes correspondientes a los meses de julio y diciembre, tanto bajo cubierta de pino como de abedul, hecho que podemos relacionar con la sequía en el primer caso y con las heladas

en el segundo. Una excepción a esta tendencia la encontramos en las parcelas de pino establecidas a mayor densidad, en las cuales la presencia de material senescente fue superior en el segundo y tercer cortes, probablemente debido a una mayor competencia por el agua en el pinar que en el abedular. Hay que tener en cuenta que esta competencia, como es lógico, reduce la producción de pasto, pues hace que una parte se muera e incremente la proporción de material senescente.

En cuanto a la contribución de las **acículas** a la biomasa vemos como éstas sólo aparecen durante el último corte del año y, como era de esperar por la mayor competencia establecida entre los pies de pino implantados a mayor densidad de plantación, la presencia de acículas es superior en las parcelas más densas (21-84% para marco 2x2 y 1-37% para marco 3x4).

En cuanto al efecto del tratamiento de fertilización aplicado sobre la producción de pasto, material senescente y acículas durante este año de estudio (año 200), podemos decir que, solamente en el primer corte existe un efecto claro de la fertilización sobre la producción de pasto, que, en general, resultó ser significativamente más reducida cuando no se aplicó fertilización a la parcela, excepto en las parcelas de pino a marco 3x4. En los siguientes cortes realizados no se encontró efecto del tratamiento de fertilización, si bien la producción de pasto en las parcelas establecidas bajo cubierta de abedul y fertilizadas con lodo resultó ser significativamente más elevada que la obtenida, para el mismo tratamiento y el de no fertilización pero bajo cubierta de pino, independientemente de la mezcla de siembra establecida (Dg o Lp). Esto podría explicarse por la mayor presencia de luz bajo el abedul, que permitiría que se manifieste mejor el efecto de la fertilización.

Por otro lado, en el tercer y cuarto cortes no se observó ningún efecto residual del tratamiento de fertilización sobre la producción de pasto, lo que puede explicarse por la reducida producción obtenida, debido al efecto de las elevadas temperaturas alcanzadas durante la época de verano y las excesivas precipitaciones del invierno que limitarían la producción de pasto.

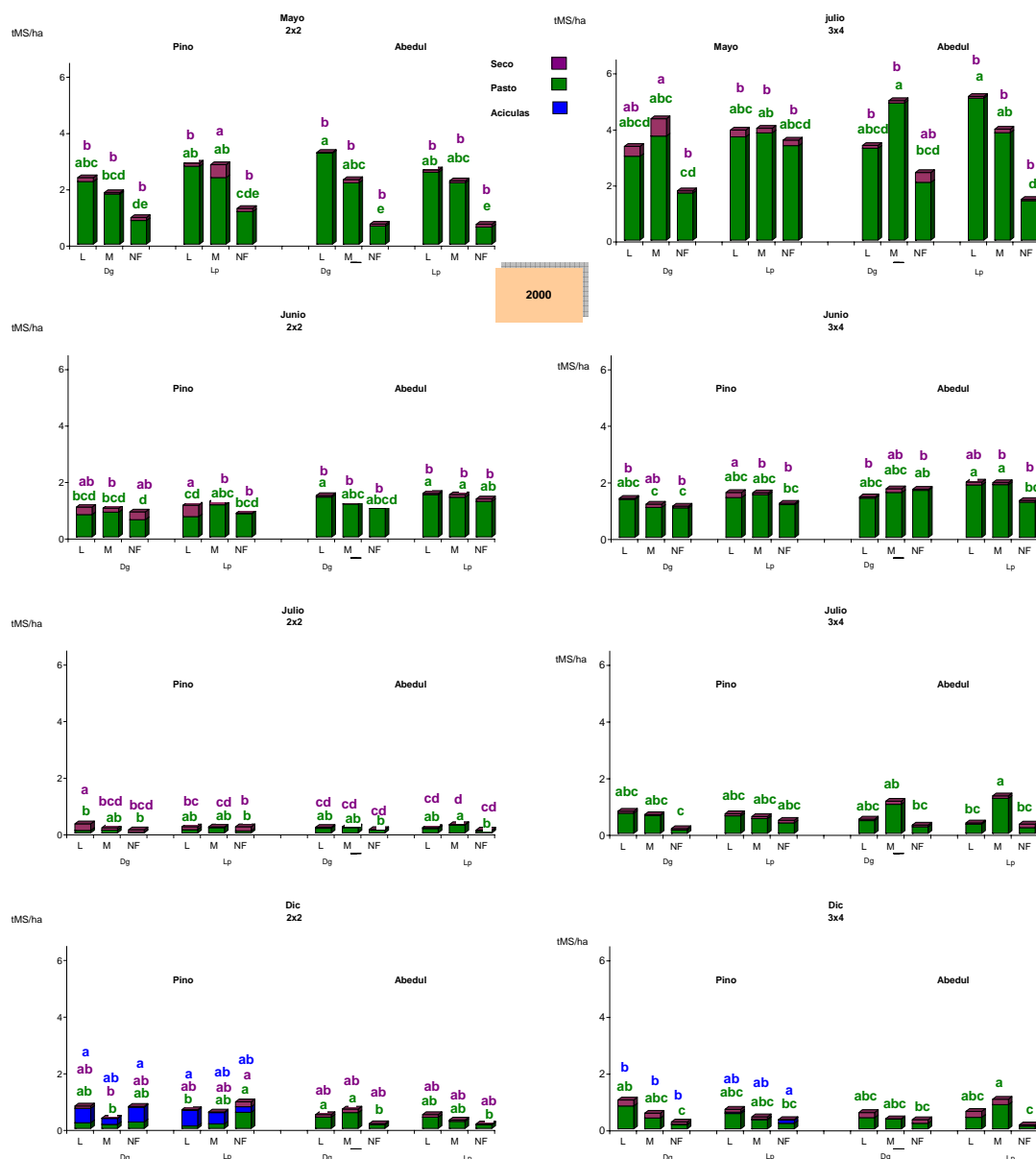


Figura 30. Variación de la biomasa de pasto, material senescente y acículas obtenida durante el año 2000, expresada en t MS/ha, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En las gráficas de la Figura 31 se muestra la biomasa de pasto, material senescente y acículas durante el **año 2005**. Es importante puntualizar que durante este año, en el caso de las parcelas en las que se plantó *Pinus radiata* D. Don a marco 2x2, no se han realizado los cortes correspondientes a los meses de mayo y junio, ya que las parcelas se encontraban totalmente cubiertas por acículas.

A la vista de los resultados obtenidos vemos como la contribución del **pasto** a la biomasa total sigue siendo importante en las parcelas implantadas bajo cubierta de

abedul, mostrando rangos similares en los dos marcos de plantación (0,3-2,3 t MS/ha y año a marco 2x2 y 0,1-3,5 t MS/ha y año a marco 3x4), mientras que en el caso de las parcelas implantadas bajo pino el efecto del arbolado se hace más evidente, ya que en las parcelas a marco 2x2 la producción de pasto es de 0,01 y 0,2 t MS/ha y año y en las de marco 3x4 entre 0,1 y 1,8 t MS/ha y año.

Lo más destacable durante este año es la enorme contribución de las **acículas** a la producción de biomasa en las parcelas establecidas bajo pino. Esta situación se muestra en las dos densidades de plantación pero, como era de esperar, el efecto de la sombra y la tangencia de copas alcanzadas en las parcelas con mayor densidad de plantación hacen que la contribución de este material a la biomasa sea más elevada, entre un 80 y un 96% de la biomasa total a marco 2x2 y entre el 54 y el 94% a marco 3x4, en este último caso los mayores porcentajes de acículas se han obtenido en el tercer y cuarto cortes del año. Recordemos que la mayor densidad del arbolado reduce la radiación que alcanza las partes inferiores del árbol, desprendiéndose por lo tanto más acículas.

Pinus radiata D. Don es una especie poco compatible con la producción de pasto cuando se establece a elevadas densidades de plantación. Por el contrario, el abedul parece permitir en mayor medida el desarrollo del pasto, independientemente de la densidad de plantación. Por otra parte, y como ya hemos visto, el pino provoca una pérdida de fertilidad en el suelo, debido a la modificación del pH y a las limitaciones físicas que supone el continuo aporte de pinocha, que se acumula sobre el suelo formando un “mulching” de más de 20 cm de espesor, con baja capacidad de retención de agua, que dificulta la persistencia de las especies herbáceas ya establecidas y de las que germinan sobre este acolchado. Esto hace que a la larga sólo se desarrollen especies con un sistema radical capaz de profundizar en el suelo, como el helecho común y las plantas arbustivas, contribuyendo al aumento del riesgo de incendios (Rigueiro *et al.*, 2004).

Diversos estudios muestran que la densidad de plantación en repoblaciones de pino afecta a la producción de pasto en las mismas (Burner y Brauer, 2003); así, Rozados-Lorenzo *et al.* (2007) en estudios realizados en Galicia, en plantaciones de *Pinus pinaster* Ait. de 4 años de edad citan que se produce una disminución de la producción de pasto a partir de densidades de plantación de 952 pies/ha, y que en el caso de *Pinus radiata* D. Don densidades de plantación de 427 pies/ha ya producen

reducciones importantes en la producción de pasto, debido al rápido desarrollo en diámetro de las copas con gran interceptación de la radiación solar.

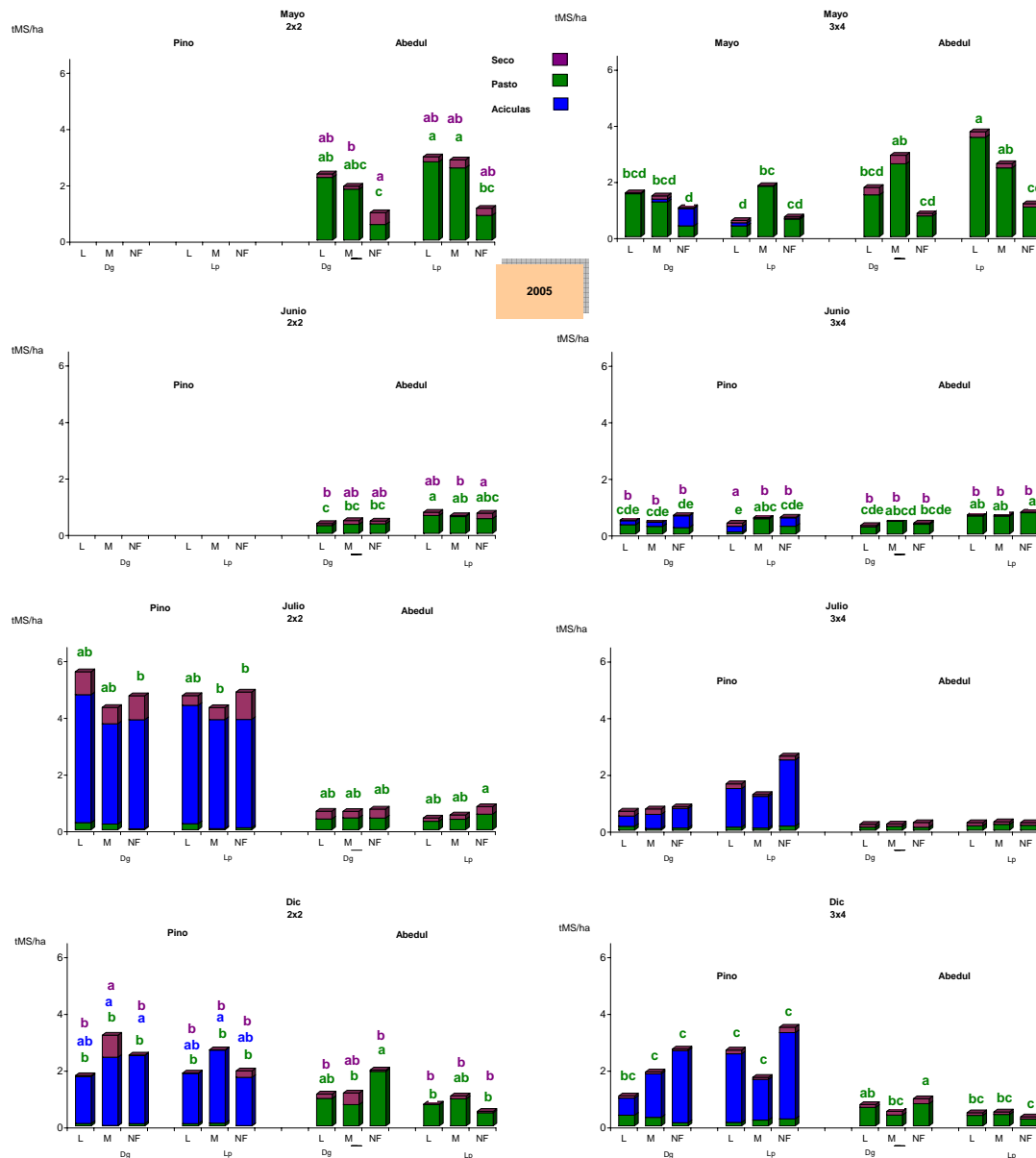


Figura 31. Variación de la biomasa de pasto, material senescente y acículas durante el año 2005, expresada en t MS/ha, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En nuestro caso, y al igual que han descrito otros autores (Sibbald, 1999), la cubierta arbolada establecida en la parcela ha modificado las condiciones microclimáticas de la misma, provocando una alteración en la producción de pasto, que

también se ha visto influida por la diferente densidad de plantación y por el diferente temperamento del pino y del abedul, lo que finalmente ha contribuido a aumentar las diferencias entre las condiciones climáticas bajo ambas cubiertas y ha influido en la diferente producción de pasto (Silva-Pando *et al.*, 2002). Al mismo tiempo, la diferente cantidad y velocidad de incorporación de las acículas en la parte superior del suelo frente a las hojas de abedul ha contribuido a la formación de un mantillo relativamente espeso en el caso de las parcelas de pino establecidas a mayor densidad de plantación, que ha contribuido al desplazamiento de las especies pratenses.

A modo de resumen podemos señalar que, a medida que la cubierta arbórea se ha ido desarrollando su efecto sobre la producción de pasto ha aumentado, de manera que, en el primer año de estudio, la producción de pasto fue independiente de la cubierta arbolada, debido al escaso desarrollo de la misma. En cambio, cinco años después del establecimiento de la experiencia, el efecto comienza a ser evidente, sobre todo, en las parcelas desarrolladas bajo la conífera y establecidas a elevada densidad de plantación, en las cuales se produce una disminución importante de la producción de pasto. A los diez años, el efecto de la cubierta arbolada y del marco de plantación sobre la producción de pasto es evidente, sobre todo en las parcelas de pino, ya que aproximadamente el 80-96% de la biomasa aérea del sotobosque corresponde a acículas caídas. Por otra parte, la aplicación de fertilización, tanto orgánica como inorgánica, se traduce desde el principio en una mayor producción de pasto, si bien con el tiempo esta respuesta se ve limitada por la falta de luz.

De acuerdo con los datos de nuestra experiencia, para el desarrollo de un sistema silvopastoral que permita optimizar la producción de pasto es más adecuado, el empleo del abedul, pudiendo utilizarse el pino insignie con un marco de plantación amplio.

7.2 Biodiversidad de especies vegetales vasculares

7.2.1 Inventario de especies

A lo largo de los diez años de estudio y tal y como se puede observar en la Tabla 21 se han inventariado un total de 70 especies, pertenecientes a 20 familias diferentes. La familia más representada fue *Compositae* (*Asteraceae*) con 14 especies (20%), seguida de *Gramineae* (*Poaceae*) con 12 especies (17%), *Leguminosae* (*Fabaceae*) con 10 especies (14%) y *Polygonaceae* y *Caryophyllaceae* representadas por 5 y 6 especies, respectivamente. El resto de las familias (*Boraginaceae*, *Brassicaceae* (*Cruciferae*), *Chenopodiaceae*, *Geraniaceae*, *Juncaceae*, *Labiatae* (*Lamiaceae*), *Linaceae*, *Onagraceae*, *Plantaginaceae*, *Portulacaceae*, *Ranunculaceae*, *Rosaceae*, *Solanaceae*, *Scrophulariaceae*, *Umbelliferae* (*Apiaceae*)) aparecen representadas por 1, 2 ó 3 especies, tal y como puede verse en la Tabla 21. Es importante señalar que el número de especies fue muy similar para los dos marcos de plantación y para las dos especies forestales hasta el año 2005, en el que se produce una drástica reducción de la biodiversidad en las parcelas desarrolladas a elevadas densidades bajo pino. Por otro lado en comparación con el número de especies citadas por los autores Vieitez y Vieitez (1976) en un estudio llevado a cabo en la provincia de Pontevedra en un total de 54 prados dedicados en su mayoría a la producción de forraje en verde y pastoreo, en los cuales se aplicaba fertilización con estiércol y cenizas de madera de pino y roble aplicadas durante el invierno, se cita un intervalo de especie que va desde 10 a 25 especies/prado, inferior al mostrado en nuestros tratamientos lo cual puede explicarse por el diferente sistema de manejo empleado como el mayor número de siegas realizadas al año.

Si nos centramos en los resultados obtenidos en el estudio que presentamos vemos que la presencia de especies perennes como *Agrostis capillaris* L., *Dactylis glomerata* L., *Holcus lanatus* L., y la bianual *Daucus carota* L. es independiente del tipo de cubierta arbolada y de su desarrollo, ya que esas especies han sido citadas a lo largo de los tres años del estudio. Por el contrario, las anuales *Cerastium glomeratum* Thuill y *Trifolium campestre* Schreber, así como las perennes *Plantago lanceolata* L., *Lolium perenne* L., *Rumex acetosella* L. y *Trifolium repens* L., sí se han visto influidas por el desarrollo de la cubierta arbórea, ya que desaparecen en el último año de estudio en las parcelas de pino establecidas a mayor densidad de plantación, en las que la cantidad de luz que llega al suelo es muy limitada debido al cierre de copas.

El número total de especies presente en cada año de estudio y para cada especie arbórea y marco de plantación es la suma de especies citadas en las parcelas con independencia del tipo de tratamiento aplicado.

Las especies *Silene gallica* L., *Spergula arvensis* L., *Anthemis arvensis* L., *Crepis capillaris* (L.) Wallr, *Lupinus luteus* L., *Ornithopus compressus* L., *Polygonum hydropiper* L. y *Solanum nigrum* L. sólo aparecen citadas en el año de establecimiento de las parcelas hecho que se repite independientemente de la cubierta arbolada y del marco de plantación. La presencia de estas especies se ha visto favorecida en un primer momento por las alteraciones provocadas en el sistema (labores de preparación del terreno realizadas en el primer año), pero, al tratarse de especies con un ciclo de vida anual, las perturbaciones derivadas del desarrollo del sistema (crecimiento del arbolado, fertilización, siega...) no permiten que se mantengan las condiciones que necesitan para volver a germinar en años posteriores.

La familia de las leguminosas, de gran importancia pascícola, por su generalmente elevado contenido en proteína, presenta especies que sólo se desarrollan en el primer año de estudio, como son *Lupinus luteus* L., *Lupinus angustifolius* L., *Ornithopus compressus* L., *Vicia sativa* L. y *Lathyrus angulatus* L., todas ellas anuales. *Lotus corniculatus* L., que tolera suelos ácidos, es la única especie de esta familia que aparece más tarde, es perenne y está asociada en general a condiciones de luz (reducida densidad y con abedul).

Por otro lado, especies perennes como *Senecio jacobaea* L. (bienal-perenne), *Rumex acetosa* L. y *Taraxacum officinale* Weber han reflejado un comportamiento diferente al comentado anteriormente, ya que su presencia parece asociarse a la evolución intrínseca de la pradera, al ser citadas únicamente en los dos últimos años de estudio (2000 y 2005).

					Marco 2x2						Marco 3x4										
					Pino			Abedul								Pino			Abedul		
Clase	Familia	Especie	Cod.	Ciclo	1995	2000	2005	1995	2000	2005		1995	2000	2005	1995	2000	2005				
D	Boraginaceae	<i>Echium plantagineum</i> L.	Ec	B						x											
		<i>Lithodora prostata</i> Loisel	Li	P						x								x			
D	Brassicaceae (Cruciferae)	<i>Capsella bursa pastoris</i> L.	Cap	A		x							x		x	x					
		<i>Lepidium heterophyllum</i> Bentham	Lep	P					x				x								
		<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Rp	A	x			x		x			x		x	x		x			
D	Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill	Cer	A	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x				
		<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	Il	A	x																
		<i>Scleranthus annuus</i> L.	Sc	A				x					x								
		<i>Silene gallica</i> L.	Si	A	x			x					x								
		<i>Spergula arvensis</i> L.	Sp	A	x			x					x			x					
		<i>Stellaria media</i> L. (Vill)	St	A	x								x			x					
D	Chenopodiaceae	<i>Chenopodium album</i> L.	Ch	A	x	x		x	x	x		x			x						
D	Compositae (Asteraceae)	<i>Anthemis arvensis</i> L.	Aa	A	x			x				x			x						
		<i>Achillea millefolium</i> L.	Ach	P		x			x				x			x					
		<i>Cirsium arvense</i> L.	Card	A		x			x				x	x			x				
		<i>Chamaemelum mixtum</i> L.	Cham	A							x										
		<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Rchb.f	Col	A	x								x								
		<i>Conyza canadensis</i> L.	Cony	A										x				x			
		<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr	Cr	A	x			x					x			x					
		<i>Hieracium pilosella</i> L.	H	P						x				x				x			
		<i>Leontodon saxatilis</i> Lam	Le	P							x										
		<i>Chamomilla recutita</i> L.	Mat	A		x			x	x				x	x	x	x	x			
		<i>Sonchus asper</i> L. (Hill)	Sas	A	x			x					x		x	x		x			
		<i>Senecio jacobaea</i> L.	Se	P		x	x		x	x			x	x	x		x	x			
		<i>Sonchus oleraceus</i> L.	So	A		x			x	x	x				x	x	x	x			
		<i>Taraxacum officinale</i> Weber	Ta	P		x				x	x			x	x		x	x			
M	Gramineae (Poaceae)	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Aca	P	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x				
		<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl &	Arr	P									x								
		<i>Bromus diandrus</i> Roth	Brd	A	x			x								x					
		<i>Dactylis glomerata</i> L.	Dg	P	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			
		<i>Elymus repens</i> L.	El	P			x														
		<i>Holcus lanatus</i> L.	HI	P	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			
		<i>Holcus mollis</i> L.	Hm	P	x			x		x		x		x		x		x			
		<i>Lolium multiflorum</i> Lam	Lm	A		x			x				x								
		<i>Lolium perenne</i> L.	Lp	P	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			
		<i>Poa pratensis</i> L.	Poa	P		x			x												
		<i>Poa trivialis</i> L.	Pt	P	x			x													
<i>Vulpia myuros</i> L. CC. Gmel.	V	A																			
D	Geraniaceae	<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	Er	A		x				x			x	x		x	x				
		<i>Geranium dissectum</i> L.	Gd	A	x			x				x	x	x	x	x	x	x			
		<i>Geranium rotundifolium</i> L.	Gr	A	x	x		x	x			x									
M	Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L.	J	P												x					
D	Labiatae	<i>Lamium maculatum</i> L.	La	A													x				
		<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh	Me	P						x			x		x	x					
		<i>Prunella vulgaris</i> L.	Pr	P			x			x			x					x			
D	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Lathyrus angulatus</i> L.	Lat	A												x					
		<i>Lotus corniculatus</i> L.	Lt	P							x			x	x		x	x			
		<i>Lupinus angustifolius</i> L.	Lpa	A													x				
		<i>Lupinus luteus</i> L.	Lpl	A	x			x				x				x					
		<i>Medicago sativa</i> L.	Ms	P		x		x	x												
		<i>Ornithopus compressus</i> L.	Or	A	x			x				x				x					
		<i>Trifolium campestre</i> Schreber	Tc	A	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x				
		<i>Trifolium pratense</i> L.	Tp	P		x		x	x			x	x	x	x	x	x	x			
		<i>Trifolium repens</i> L.	Tr	P	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			
<i>Vicia sativa</i> L.	Vi	A	x				x				x			x							
D	Linaceae	<i>Linum bienne</i> Miller	Ln	A	x			x							x						
D	Onagraceae	<i>Epilobium tetragonum</i> L.	Ep	P			x										x				
D	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Pl	P	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x				
D	Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> L.	Pya	A	x																
		<i>Polygonum hydropiper</i> L.	Pyh	A	x			x					x			x					
		<i>Rumex acetosa</i> L.	Ra	P		x			x				x	x			x	x			
		<i>Rumex acetosella</i> L.	Ril	P	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			
		<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Ro	P	x	x		x	x			x	x	x	x	x	x	x			
D	Portulacaceae	<i>Montia fontana</i> L.	Mon	P	x			x													
D	Ranunculaceae	<i>Ranunculus repens</i> L.	Rn	P						x			x				x				
D	Rosaceae	<i>Rubus</i> sp.	Ru	P									x				x				
D	Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i> L.	Sn	A	x			x				x			x						
D	Scrophulariaceae	<i>Rhinanthus minor</i> L.	Ri	A				x													
		<i>Veronica agrestis</i> L.	Va	A																	
D	Umbelliferae (Apiaceae)	<i>Daucus carota</i> L.	Dau	B	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x				
		Musgo	Mu			x	x		x	x			x	x		x	x				
Número Total especies					34	27	9	34	27	29		31	26	31	35	26	32				

Tabla 21. Relación anual de especies presentes durante los años 1995, 2000 y 2005 en las dos densidades de plantación y bajo las dos cubiertas arboladas. Clase: D: dicotiledónea, M: monocotiledónea, Ciclo: A: anual, P: perenne, B: bienal

En la Tabla 22 se muestra la distribución a nivel europeo (EUNIS, 2006) y español (ANTHOS, 2006) de las especies recogidas en este estudio. En general, la mayor parte de las especies halladas son de amplia distribución, encontrándose en toda Europa, lo que se explica por el manejo dado al suelo en los últimos años, creándose un ecosistema artificial de amplio uso en Europa. De hecho, muchas especies ligadas a condiciones naturales de fuerte acidez en nuestra zona no aparecen como por ejemplo *Agrostis curtisii* Kerguelen, *Erica* spp, *Pseudarrhenatherum longifolium* (Thore) Rouy, *Avenula marginata* (Lowe) J. Holub, etc (López-Díaz *et al.*, 2007). Sin embargo, de las especies evaluadas algunas son de ámbito fundamentalmente mediterráneo, como las compuestas *Chamaemelum mixtum* L., *Coleostephus myconis* (L.) Rchb.f, la gramínea *Bromus diandrus* Roth, la geraniácea *Erodium moschatum* (L.) L'Hér. y las leguminosas *Lupinus luteus* L., *Lupinus angustifolius* L., *Ornithopus compressus* L., *Lathyrus angulatus* L., todas ellas anuales y ligadas al año de establecimiento del ensayo, con excepción de *Chamaemelum mixtum* L. y *Lathyrus angulatus* L.. Muchas especies anuales están adaptadas a la sequía estival mediterránea pues adoptan como estrategia ecológica para superar la aridez su desaparición durante la misma, para germinar otra vez en la primavera siguiente. Otras especies son de ámbito fundamentalmente atlántico, como *Lepidium heterophyllum* Benthams, *Silene gallica* L. y *Stellaria media* L. (Vill). La presencia de especies del ámbito mediterráneo en la zona atlántica de Galicia se explica por ser zona de transición atlántica-mediterránea y por tanto de elevada biodiversidad. Es importante destacar que existen especies de amplia distribución en Galicia y en España pero que se incluyen en las listas rojas de determinados países, como *Trifolium campestre* Schreber en Latvia, *Montia fontana* L. en Latvia, *Ranunculus repens* L. en Lituania y Chequia (EUNIS, 2006). *Silene gallica* L., que sólo aparece en la zona atlántica, ha sufrido un enorme declive en UK, que asocian al importante aumento de parcelas en detrimento de uso del territorio agrícola (BSBI, 2007).

Es importante señalar que si observamos las especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (BOE 82/1990) y posteriores ampliaciones (Orden de 29 de agosto de 1996- Orden de 9 de julio de 1998- Orden de 9 de junio de 1999- Orden de 10 de marzo de 2000- Orden MAM/2734/2002- Orden MAM/2784/2004- Orden - MAM/1498/2006) que incluyen en total 139 taxones: 112 en peligro de extinción, 7 sensibles a la alteración de su hábitat, 9 vulnerables y 11 clasificados como de interés especial, las incluidas en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (DOG

126/2005), el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (BOA 42/1995; BOA 34/2004), el Catálogo Regional de Especies Amenazadas del Principado de Asturias (BOCA 128/1995), el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha (DOCM 22/1998; DOCM 119/2001), el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (DOE 30/2001), el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora y Fauna Silvestre de La Rioja (BOR 123/1998) y el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia (BORM 131/2003) ninguna de las especies de nuestro estudio se incluyen dentro de estos catálogos. Sin embargo, si observamos el libro rojo de UK (BSBI, 2007) nos encontramos con que algunas de las especies citadas en este estudio están en peligro de extinción en estas islas, como es el caso de *Illecebrum verticillatum* L., *Scleranthus annuus* L., *Silene gallica* L. y *Spergula arvensis* L. clasificada como vulnerable. Todas ellas son anuales y aparecen en el primer año de estudio ligadas a distintos tratamientos, y desaparecen en UK por la reducción del laboreo que ocurre en ese país.

Si atendemos a la caracterización ecológica (Grime, 1982) vemos que del total de especies presentes en el ensayo un 46% presentan un ciclo de vida anual, un 42% son perennes y un 12% bienales.

Familia	Especie	Distribución en Europa (EUNIS, 2006)	Distribución en la Península Ibérica (Anthos, 2006)	Flora vascular galega (1994)
Boraginaceae	<i>Echium plantagineum</i> L.	Albania-Bulgaria-España-Grecia-Francia-Portugal-UK	Oeste peninsular; Cataluña; Baleares y Canarias (occidentales)	Zona incultas y bordes de caminos
	<i>Lithodora prostrata</i> Loisel	España	Norte peninsular, Extremadura y este de Andalucía	pinares/áreas litorales/ matorrales y pedregales
Brassicaceae (Cruciferae)	<i>Capsella bursa pastoris</i> L.	UE	Toda la Península	caminos, cultivos y lugares incultos
	<i>Lepidium heterophyllum</i> Benth	España-Francia-Potugal-Irlanda-UK-Dinamarca	Galicia-Asturias-Cantabria-Gerona-Huesca-Zaragoza- Castilla y León- Cáceres-Huelva-Jaen-Almeria	bordes de caminos, pastos
	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	UE	Lugo-Pontevedra- Asturias-León-Zamora-Salamanca-Cáceres- Andalucía-Cataluña	cultivos, rocas de litoral y arenas
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill	UE	Toda la Península	cultivos y bordes de caminos
	<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	UE (lista roja en Republica Checa)	Este peninsular	lugares arenosos y húmedos
	<i>Scleranthus annuus</i> L.	UE	Norte y centro de la península	campos de cereales o lugares alterados
	<i>Silene gallica</i> L.	Países del Mediterráneo-República Checa (Lista roja)-Austria-Suiza-Albania	Toda la Península (en Galicia citada sólo en Pontevedra)	cultivos y caminos
	<i>Spergula arvensis</i> L.	UE	Norte; Extremadura; este Andalucía y Cataluña	suelos arenosos no calcareos
Chenopodiaceae	<i>Stellaria media</i> L. (Vill)	Polonia-Grecia-Irlanda-España	Toda la península	cultivos
	<i>Chenopodium album</i> L.	UE	Toda la península	bordes de caminos y cultivos
Compositae (Asteraceae)	<i>Anthemis arvensis</i> L.	UE	Toda la península	tierras cultivadas e incultas
	<i>Achillea millefolium</i> L.	UE	Centro y Norte de la Península	prados y lugares despejados
	<i>Cirsium arvense</i> L.	UE	Centro y Norte de la Península y Cataluña	terrenos incultos y pastos
	<i>Chamaemelum mixtum</i> L.	Polonia-Grecia-Francia-España-Italia-Albania	Oeste peninsular; Cataluña y Baleares	cultivos, bordes de caminos
	<i>Coleostephus myconis</i> (L.) Rchb.f	España-Francia-Grecia-Portugal-Italia	Zona del Cantábrico; Extremadura; este de Andalucía y Gerona.	cultivos, terrenos incultos y caminos
	<i>Conyza canadensis</i> L.	España-Serbia y Montenegro-polonia-Lituania-Holanda	Toda la Península excepto Canarias	cultivos, lugares incultos, arenales
	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr	UE	Toda la Península	prados, muros, terrenos incultos y caminos
	<i>Hieracium pilosella</i> L.	UE	Este de Lugo y Ourense; Norte y centro peninsular	prados
	<i>Leontodon saxatilis</i> Lam	UE	Toda la Península	pastos y bordes de caminos
	<i>Chamomilla recutita</i> (L.) Rausch.	UE	Este, Sur y tercio norte peninsular	tierras cultivadas e incultas
	<i>Sonchus asper</i> L. (Hill)	UE	Toda la Península	tierras cultivadas y lugares despejados
	<i>Senecio jacobaea</i> L.	UE	Toda la Península	abandonados
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	UE	Toda la Península	tierras cultivadas
Gramineae (Poaceae)	<i>Taraxacum officinale</i> Weber	UE	Norte y Centro Peninsular; Canarias y Baleares	tierras cultivadas, prados y bosques
	<i>Agrostis capillaris</i> L.	UE	Norte y Centro Peninsular	prados húmedos
	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	UE	Toda la Península	prados
	<i>Bromus diandrus</i> Roth	España-Francia-Grecia-Portugal-Italia	Oeste peninsular	prados
	<i>Dactylis glomerata</i> L.	UE	Toda la península excepto Canarias	tierras cultivadas e incultas
	<i>Elymus repens</i> L.	UE	En Galicia (excepto Coruña y Pontevedra); Extremadura y Comunidad Valenciana	caminos, herbazales y tierras cultivadas
	<i>Holcus lanatus</i> L.	UE	Toda la Península	prados y bosques claros
	<i>Holcus mollis</i> L.	UE	Toda la Península	herbazales, matorrales y bosques claros
	<i>Lolium multiflorum</i> Lam	España-Francia-Grecia-Portugal-Italia	Norte y Oeste (excepto Extremadura)	prados y bordes de caminos
	<i>Lolium perenne</i> L.	UE	Toda la península	lugares despejados
	<i>Poa pratensis</i> L.	UE	Toda la península excepto Coruña, Pontevedra,Extremadura y	prados caminos y muros
	<i>Poa trivialis</i> L.	UE	Toda la península excepto Coruña y Murcia	lugares húmedos
Geraniaceae	<i>Erodium moschatum</i> (L.) L.Hér.	Albania-España-Francia-Grecia-Italia-Holanda-Portugal	Norte y Oeste península; Cataluña; Baleares y Canarias	tierras cultivadas y lugares arenosos despejados
	<i>Geranium dissectum</i> L.	UE (lista roja Finlandia)	Toda la Península	tierras cultivadas y setos vivos
	<i>Geranium rotundifolium</i> L.	UE	Toda la Península	cultivos y bordes de caminos
Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L.	UE	Toda la Península	lugares húmedos
Labiatae (Lamiaceae)	<i>Lamium maculatum</i> L.	UE	Norte peninsular-Salamanca-Ávila- Granada	cierres y zonas de cultivo
	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh	UE	Toda la Península	lugares frescos ruderalizados
	<i>Prunella vulgaris</i> L.	UE	Toda la Península	prados y otros lugares húmedos
Leguminosae (Fabaceae)	<i>Lupinus luteus</i> L.	España-Francia-Italia-Portugal	Lugo; Asturias; Castilla y León y Suroeste de Andalucía	suelos ácidos
	<i>Lupinus angustifolius</i> L.	Bulgaria-España-Francia-Grecia-Portugal-Italia	Norte y Oeste de la península y Cataluña	suelos ácidos, arenosos y rocosos
	<i>Lotus corniculatus</i> L.	UE	Toda la península excepto Huelva, Sevilla y Córdoba	campos caminos y prados
	<i>Medicago sativa</i> L.	UE	Toda la península excepto Coruña; Pontevedra; Comunidad Valenciana y Extremadura	prados y tierras cultivadas
	<i>Ornithopus compressus</i> L.	Países del Mediterráneo	Toda la península excepto Badajoz; Huesca; Zaragoza; Teruel; Murcia; Tarragona y Castellón	lugares arenosos y secos, pastizales
	<i>Trifolium campestre</i> Schreber	UE (mencionada en lista roja de Latvia)	Toda la península excepto Coruña y Badajoz	herbazales secos
	<i>Trifolium pratense</i> L.	UE	Toda la península excepto Badajoz; Córdoba; Murcia y Canarias	suelos bien drenados
	<i>Trifolium repens</i> L.	UE	Toda la península excepto Canarias y Albacete.	herbazales y suelos bien drenados
	<i>Vicia sativa</i> L.	UE	Toda la península excepto Coruña; País Vasco; La Rioja; Navarra; Castellón; Badajoz; Toledo; CiudadReal; Córdoba y Albacete.	cultivos, campos, matorrales y sebes
	<i>Lathyrus angulatus</i> L.	Países del Mediterráneo	ParqueNacional de Caldera de Taburiente(Canarias)	suelos arenosos
Linaceae	<i>Linum bienne</i> Miller	Albania-España-Francia-Grecia-Italia-Portugal-Bulgaria-Irlanda-UK	Toda la península excepto Badajoz;Ciudad Real;Murcia y Almería	prados y outeiros
Onagraceae	<i>Epilobium tetragonum</i> L.	UE	Toda la península; excepto Lugo,Orense, zona mediterranea y Baleares.	lugares húmedos
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	UE	Toda la península excepto Badajoz;Canarias; Castellón y Córdoba	prados y ericales
Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> L.	UE	Toda la península excepto Coruña; Córdoba; Murcia; Cuenca; Teruel, La Rioja y Gerona.	tierras cultivadas, caminos y escombreras
	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	UE	Norte y Este de la Península	cursos de agua y lugares húmedos
	<i>Rumex acetosa</i> L.	UE	Norte y centro de la península	prados, cierres y bosques
	<i>Rumex acetosella</i> L.	UE	Toda la península excepto Orense; Coruña; Navarra; Alicante; Córdoba; Sevilla y Teruel.	prados y lugares arenosos
	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	UE	Norte peninsular (excepto Coruña); Granada; Córdoba ;Valencia; Castellón; Baleares y Canarias.	prados húmedos y bordes de cursos de agua
Portulacaceae	<i>Montia fontana</i> L.	UE (lista roja de Latvia/Lituania y Rep. Checa)	Centro de la península; en Galicia aparece citada en Ribadeo.	tierras húmedas en lugares despejados
Ranunculaceae	<i>Ranunculus repens</i> L.	UE	Norte y centro peninsular; Huelva; Jaén; Granada y Alicante.	prados húmedos y bosques sombreados
Rosaceae	<i>Rubus</i> sp.			
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i> L.	UE	Toda la península; Canarias y Baleares. En Galicia no citada en Coruña y en Lugo citada sólo en el sur de la provincia.x	tierras cultivadas
Scrophulariaceae	<i>Rhinanthus minor</i> L.	UE	Norte peninsular	prados y campos de cereales
	<i>Veronica agrestis</i> L.	UE	En Galicia citada solo en Pontevedra;no citada en Extremadura; Valencia;Canarias y Baleares.	cultivos
Umbelliferae (Apiaceae)	<i>Daucus carota</i> L.	UE	Toda la península excepto Murcia y Castellón	bordes de caminos
	Musgo			

Tabla 22. Distribución europea y nacional de las especies citadas a lo largo de los años de estudio.

En el caso de las parcelas con marco de plantación 2x2 (Figura 32) durante el primer año el porcentaje de especies anuales fue de un 50-65%, el cual se reduce prácticamente a la mitad (20-30%) durante el segundo periodo de estudio, año 2000. Esas especies se caracterizan por tener altas tasas de crecimiento, lo que les facilita, por un lado, la rápida conclusión de su ciclo de vida, y por otro maximizar la producción de semillas, y aunque no exista una perturbación la producción de semilla es seguida inmediatamente por la muerte de la planta madre (Grime, 1982).

El importante desarrollo de especies anuales durante el primer año puede explicarse por el hecho de que las labores de preparación del terreno favorecen la aparición de especies de ciclo de vida anual, al labrarse el suelo y desenterrarse las semillas de las mismas (Grime, 1982, Mosquera-Losada *et al.* 2001b). Esta tendencia inicial se ha mostrado tanto en las parcelas establecidas bajo cubierta de conífera como de frondosa, siendo más acusada en el primer caso. Posteriormente, en el año 2005 es cuando se hacen más importantes las diferencias en cuanto a la composición botánica de las distintas parcelas, ya que, en el caso de las implantadas bajo pino, el 100% de las especies presentes fueron perennes, mientras que en las de abedul este porcentaje fue menor, estando comprendido entre un 50 y un 70%. Del mismo modo, y tal y como muestra la Figura 33, las parcelas implantadas a marco 3x4 mostraron una tendencia inicial similar a la comentada anteriormente, es decir, la presencia de especies anuales durante el primer año de estudio (50-70%) fue superior a la de las perennes, reduciéndose durante el segundo periodo (año 2000) a un 20-30%.

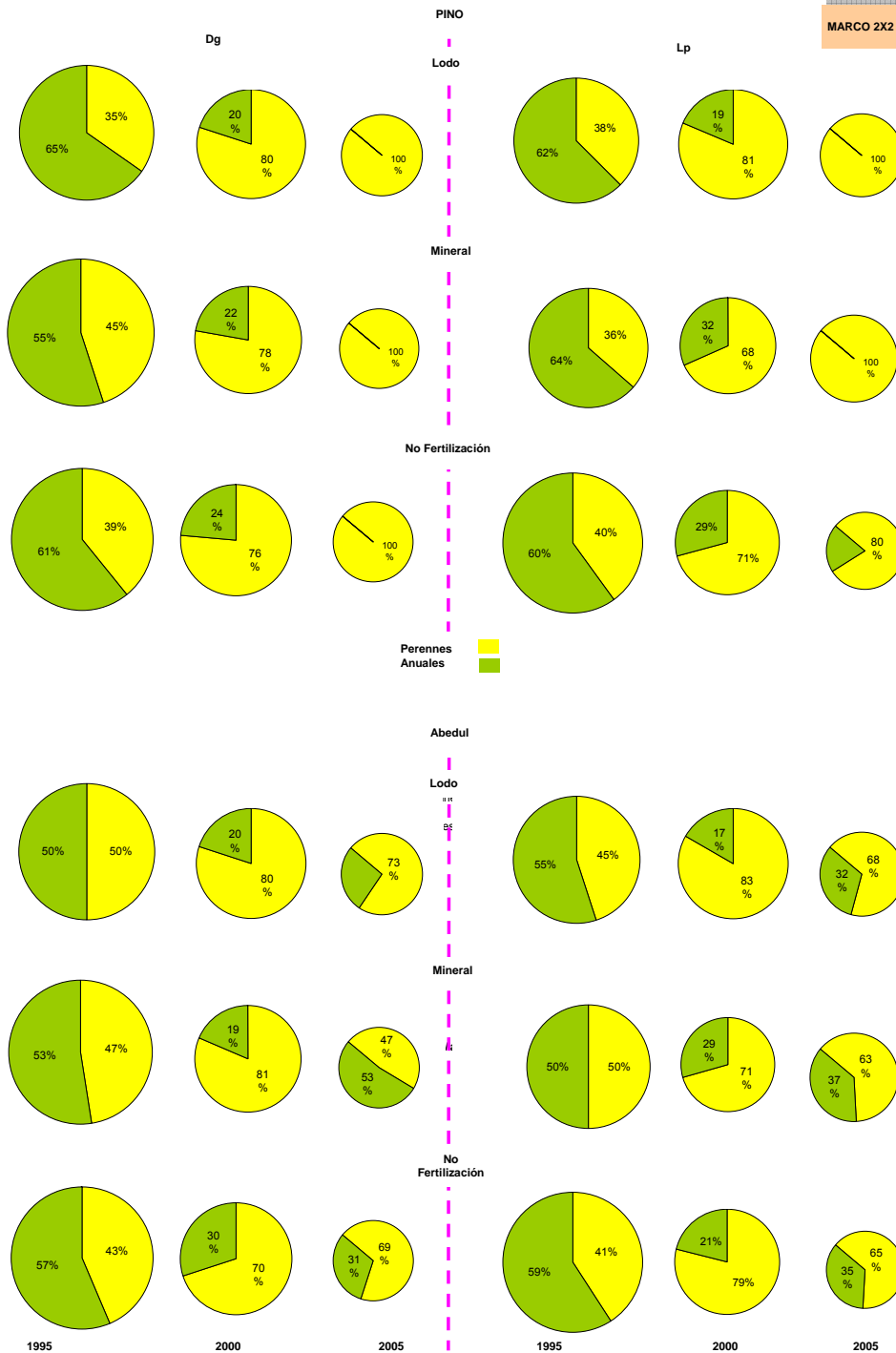


Figura 32. Variación del porcentaje de especies anuales y perennes en las parcelas estudiadas y en los tres periodos de estudio, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo, mineral y no fertilizados y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 m.

Es en el tercer periodo cuando estas parcelas difieren de las establecidas bajo las especies forestales a mayor densidad, ya que en las parcelas desarrolladas bajo cubierta

de pino a marco 3x4 la presencia de especies anuales varía entre un 30 y un 50%, mientras que en las de mayor densidad era prácticamente nula.

Los cambios de grupos funcionales en los que especies anuales reemplazan a las perennes ha sido previamente descrito en pastos australianos (Kemp y King, 2001) e ingleses (Grime, 1996). Éstos consideran los ciclos anuales como parte del proceso sucesional, donde en poco tiempo una o unas pocas especies son dominantes. Sin embargo, destacan que estos procesos son cíclicos y de dinámica continua que no conducen a la dominancia de ningún grupo funcional. Este último aspecto es cierto en zonas de clima mediterráneo en las que los ciclos biológicos de las principales especies pratenses se asocian a la importante sequía de verano, que limita el desarrollo de las especies perennes e incrementa de forma notable la persistencia de especies anuales, ya que la productividad de los pastos está ligada a ellas. En las zonas de clima atlántico la persistencia de especies de ciclo anual también está ligada a grandes perturbaciones que deben ser cíclicas, ya que la persistencia de las especies de tipo perenne no está tan comprometida por la sequía de verano como en las zonas más meridionales. Un ejemplo de esto es el descrito para *Silene gallica* L. que, en la zona atlántica y en ausencia de laboreo, limita su presencia de tal modo que es una de las especies en peligro incluida en la lista roja de Gran Bretaña (http://www.bsbi.org.uk/Plant_Status_List_2005.pdf). Es importante destacar que esta situación podría cambiar en nuestra región a medida que se aceleran los procesos de cambio climático que, previsiblemente, incrementarán el periodo de sequía estival.

A modo de resumen diremos que es importante integrar la escala temporal en los estudios de biodiversidad, pues, desde el punto de vista de la conservación, se ha de comprender su evolución en el tiempo para poder actuar con el manejo adecuado, incluso teniendo en cuenta los diferentes usos del territorio (roturación del terreno, pastizales acidófilos, pastos mejorados....). Es importante establecer parcelas piloto con el objeto de realizar un seguimiento del efecto de los usos del territorio más extendidos, pudiendo así monitorizar la evolución de la biodiversidad en el tiempo y por tanto establecer estrategias más útiles de conservación. Durante el primer año de estudio, e independientemente de la densidad de plantación, la presencia de especies anuales fue muy superior. Por otro lado, en el último año de estudio es cuando se observa claramente el efecto producido por la cubierta arbórea y la densidad de plantación sobre las especies del sotobosque ya que, en el caso de las parcelas desarrolladas en condiciones de luminosidad inferior, provocada por la presencia del pino y la mayor

densidad de plantación, el porcentaje de especies anuales es nulo y la superficie del suelo es ocupada por especies de tipo perennifolio, principalmente *Dactylis glomerata* L., este hecho debe ser tenido en cuenta si pretendemos que se conserven las especies anuales.

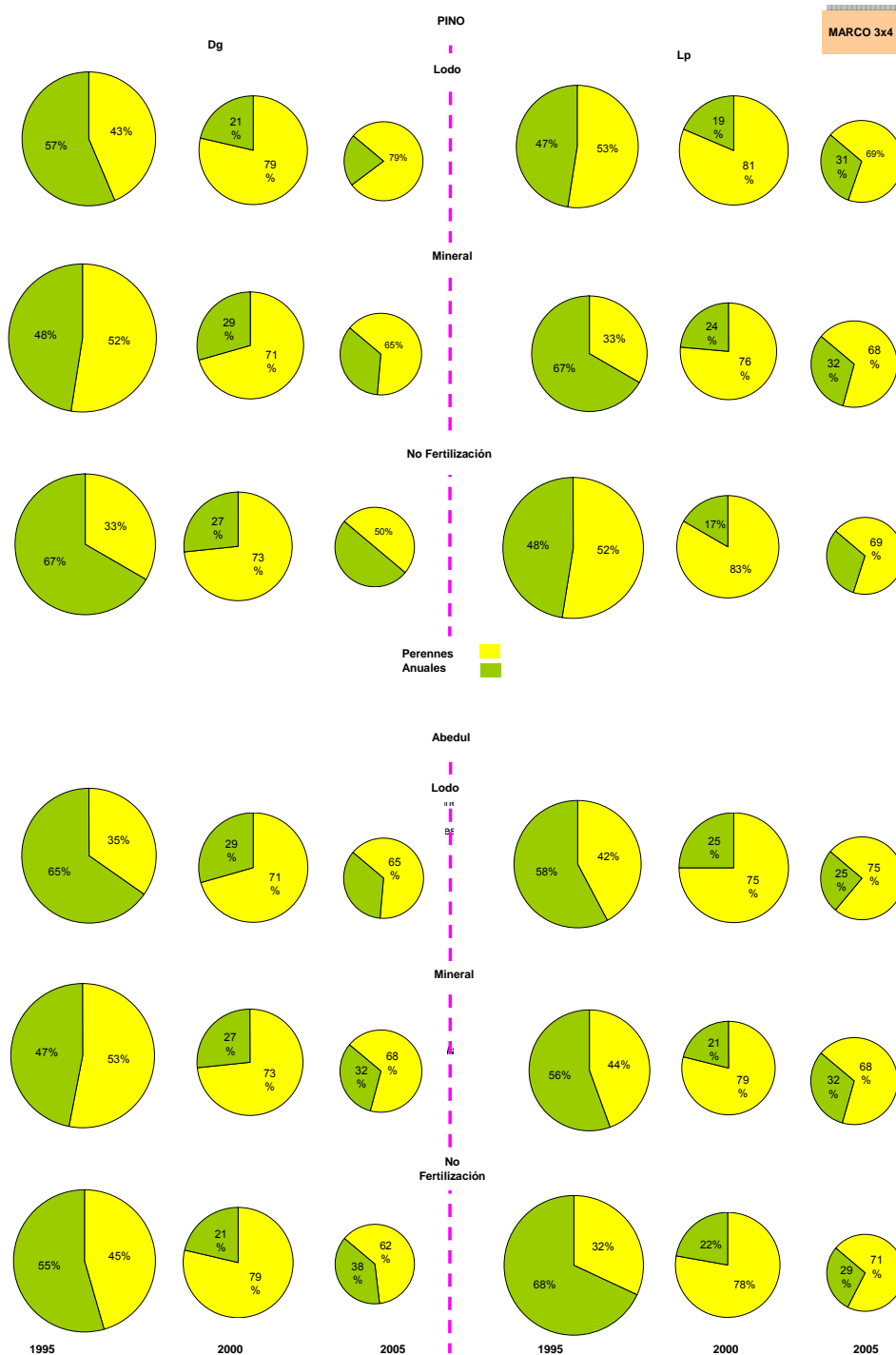


Figura 33. Variación del porcentaje de especies anuales y perennes en las parcelas estudiadas y en los tres periodos de estudio, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo, mineral y no fertilizados y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 3x4 m.

7.2.2 Composición florística

En este apartado se analizará la composición florística de las distintas parcelas, en función de los cortes realizados en cada uno de los años de estudio. Entre todas las especies que fueron apareciendo en las separaciones botánicas realizadas en los distintos cortes y en los diferentes años de estudio se han elegido sólo aquellas que tenían una mayor abundancia para discutir en este apartado, dichas especies son las gramíneas de siembra (dactilo y raigrás inglés), la leguminosa de siembra (trébol blanco) que se ha incluido junto con el trébol campestre y el trébol violeta en la categoría *Trifolium* spp., las gramíneas espontáneas *Holcus lanatus* L. y *Holcus mollis* L., que se incluyeron dentro de la categoría *Holcus* spp., debido a la escasa abundancia de la última, y *Agrostis capillaris* L., y finalmente se incluyen las dicotiledóneas espontáneas *Plantago lanceolata* L., *Taraxacum officinale* Weber y *Daucus carota* L.. Todas las especies citadas en este apartado son de amplia distribución en las parcelas de pastoreo en Galicia (Mosquera-Losada, *et al.* 2001b).

En la Tabla 23 se muestran los resultados del análisis de varianza realizado para la composición florística en las parcelas con mayor densidad de plantación, obteniéndose un efecto significativo del año sobre la proporción de *Agrostis capillaris* L. en el pasto. Por otro lado, la interacción triple año*corte*mezcla resultó significativa en el caso del dactilo, así como las interacciones fertilización*especie forestal y año*especie forestal. Las interacciones triples fertilización*mezcla*especie forestal y corte*fertilización*especie forestal y la interacción doble año*especie forestal resultaron significativas para *Holcus* spp.

Las interacciones año*fertilización*mezcla, año*corte*mezcla y mezcla*especie forestal resultaron significativas para la especie *Lolium perenne* L. y la interacción triple fertilización*mezcla*especie forestal para *Plantago lanceolata* L., encontrándose también un efecto significativo del año sobre la proporción de esta última especie.

Para la especie *Taraxacum officinale* Weber se obtuvo un efecto significativo de las interacciones dobles corte*fertilización y año*corte, mientras que para los tréboles fue significativa la interacción triple fertilización*mezcla*especie forestal; además se obtuvo un efecto significativo del año sobre la abundancia de esa especie. En cambio para la especie *Daucus carota* L. no se obtuvo efecto significativo de ninguno de los factores estudiados.

Marco 2x2								
	Aca	Dau	Dg	H	Lp	Pl	Ta	Tr
Año	*	ns	***	ns	***	ns	*	***
Corte	ns	ns	***	***	***	***	***	ns
Especie forestal	ns	ns	ns	***	**	ns	ns	ns
Mezcla	10%	ns	***	***	***	**	ns	*
Fertilización	ns	ns	***	*	ns	**	*	ns
Año* corte	ns	ns	*	8%	***	***	***	ns
Año* mezcla	10%	ns	***	ns	***	ns	ns	ns
Año* especie forestal	ns	ns	***	**	ns	**	7%	ns
Año* fertilización	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	6%
Corte* fertilización	ns	ns	ns	**	ns	*	**	ns
Corte* mezcla	ns	ns	***	ns	***	ns	ns	ns
Fertilización *especie forestal	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns	*
Fertilización *mezcla	ns	ns	ns	ns	10%	ns	ns	*
Mezcla* especie forestal	ns	ns	ns	*	*	*	ns	ns
Año* corte* mezcla	ns	ns	**	ns	***	ns	6%	ns
Año* corte* fertilización	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
Año* fertilización *mezcla	ns	ns	10%	ns	**	ns	ns	ns
Corte* fertilización *mezcla	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
Corte* fertilización * especie forestal	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns
Fertilización *mezcla* especie forestal	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	*

Tabla 23. Resultado del análisis de varianza evaluado para la composición florística durante los diferentes cortes realizados en los tres años de estudio donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Aca: *Agrostis capillaris* L., Dau: *Daucus carota* L.; Dg: *Dactylis glomerata* L.; H: *Holcus* spp., Lp: *Lolium perenne* L., Pl: *Plantago lanceolata* L., Ta: *Taraxacum officinale* Weber; Tr: *Trifolium* spp. Marco 2x2 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

La Tabla 24 refleja los resultados de los ANOVAs referidos a la composición florística de las parcelas con menor densidad de plantación. Los resultados mostraron la existencia de un efecto significativo de las interacciones triples año*fertilización*mezcla, fertilización*mezcla*especie forestal y año*fertilización*especie forestal para la especie *Agrostis capillaris* L..

La interacción año*corte fue significativa para la especie *Daucus carota* L., mientras que las interacciones año*corte*mezcla, mezcla*especie forestal y fertilización*mezcla lo fueron para el dactilo.

Para *Holcus* spp. las interacciones año*fertilización*mezcla, mezcla*especie forestal, corte*fertilización y año*corte fueron las que mostraron significación. En el caso del raigrás, entre todos los factores analizados únicamente resultó significativa la interacción triple año*corte*mezcla. Las interacciones fertilización*mezcla*especie forestal, corte*fertilización*especie forestal, corte*fertilización*mezcla y año*corte*mezcla fueron significativas para el *Plantago lanceolata* L., mientras que, para *Taraxacum officinale* Weber fue significativa la interacción año*corte y el tratamiento de fertilización aplicado. En el grupo *Trifolium* spp. las interacciones fertilización*mezcla*especie forestal y año*mezcla resultaron significativas así, como el corte realizado.

Marco 3x4								
	Aca	Dau	Dg	H	Lp	Pl	Ta	Tr
Año	***	ns	***	ns	***	*	*	***
Corte	ns	***	***	***	**	***	***	*
Especie forestal	ns	ns	8%	ns	ns	ns	ns	ns
Mezcla	***	ns	***	***	***	***	ns	***
Fertilización	ns	ns	7%	***	ns	***	***	***
Año* corte	ns	***	**	***	***	***	***	ns
Año* mezcla	***	ns	**	ns	***	ns	ns	***
Año* especie forestal	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Año* fertilización	ns	ns	6%	ns	ns	ns	ns	ns
Corte* fertilización	ns	ns	ns	*	ns	***	ns	ns
Corte* mezcla	8%	ns	ns	ns	*	*	ns	ns
Fertilización *especie forestal	***	ns	ns	ns	ns	*	ns	*
Fertilización *mezcla	*	ns	**	***	ns	8%	ns	**
Mezcla* especie forestal	ns	ns	**	*	ns	ns	ns	ns
Año* corte* mezcla	ns	ns	*	ns	***	*	ns	ns
Año* fertilización* especie forestal	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	6%
Año* corte* fertilización	ns	ns	ns	ns	ns	6%	ns	ns
Año* fertilización *mezcla	*	ns	ns	*	ns	7%	ns	ns
Corte* fertilización* mezcla	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns
Corte* fertilización * especie forestal	ns	ns	ns	7%	ns	*	ns	ns
Fertilización *mezcla* especie forestal	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	*

Tabla 24. Resultado del análisis de varianza evaluado para la composición florística durante los diferentes cortes realizados en los tres años de estudio donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Aca: *Agrostis capillaris* L., Dau: *Daucus carota* L.; Dg: *Dactylis glomerata* L.; H: *Holcus* spp., Lp: *Lolium perenne* L., Pl: *Plantago lanceolata* L., Ta: *Taraxacum officinale* Weber; Tr: *Trifolium* spp. Marco 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

En la Figura 34 se refleja la evolución de la composición florística de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación a lo largo de los tres años de estudio y para cada uno de los cortes realizados. En el caso de las especies sembradas, dactilo y raigrás, se ha observado un mal establecimiento inicial de las mismas, seguramente como consecuencia de la realización de la siembra en primavera (Mosquera-Losada *et al.* 2001a), que, como ya hemos señalado, favorece el establecimiento de especies anuales. La evolución de ambas especies a lo largo de los tres años de estudio fue muy diferente, ya que, en el caso del dactilo, su presencia en las parcelas en las cuales se ha sembrado (Dg) se ha mantenido a lo largo de todo el periodo de estudio, mientras que el raigrás sólo aparece en las parcelas en las cuales se ha sembrado y durante el primer año de estudio, siendo desplazada en los años 2000 y 2005 principalmente por el dactilo y otras especies como *Holcus* spp., *Trifolium* spp., *Agrostis capillaris* L., *Plantago lanceolata* L., *Daucus carota* L. y *Taraxacum officinale* Weber. En el último año considerado y en aquellas parcelas en las que las condiciones de desarrollo para el pasto son más limitantes, es decir las establecidas bajo cubierta de pino a mayor densidad, el dactilo es la especie predominante, lo que pone de manifiesto la adaptación de esta especie a las condiciones de sombra, ya señalada en otros estudios

(Mosquera-Losada *et al.*, 2001a; López-Díaz, 2004; Peri *et al.*, 2005; López-Díaz *et al.*, 2007).

En cuanto al efecto del tratamiento de fertilización aplicado sobre la abundancia de dactilo y raigrás señalaremos que ambas especies se han visto favorecidas por la aplicación de fertilización, tanto orgánica como inorgánica, independientemente de la mezcla de siembra establecida (Dg o Lp) y del año considerado, lo que se explica porque la aplicación de fertilización nitrogenada de establecimiento a las parcelas favorece la implantación de las gramíneas (Mosquera *et al.*, 1999; López-Díaz *et al.*, 2007).

Por otro lado, en el caso de la categoría *Trifolium* spp. únicamente se ha obtenido un efecto significativo del tratamiento aplicado durante el primer corte del año 1995 y su abundancia disminuye en las parcelas sembradas con mezcla de dactilo y establecidas bajo cubierta de pino a partir del segundo año de estudio (año 2000), debido a que la incidencia de la radiación en las praderas disminuye como consecuencia de la tangencia de copas. La sensibilidad del trébol a condiciones de sombra, así como su mala compatibilidad con el dactilo han sido citadas en otros estudios (López *et al.*, 2000; Rigueiro *et al.*, 2000)

La presencia de *Holcus* spp., al igual que ocurre con *Agrostis capillaris* L., es mayor durante el segundo año de estudio y en aquellas parcelas en las cuales la proporción de dactilo es inferior, es decir, en las sembradas inicialmente con raigrás, por lo tanto podemos decir que la aparición de estas gramíneas adventicias está relacionada con la menor presencia de dactilo y el mal establecimiento de las especies de siembra (raigrás y trébol).

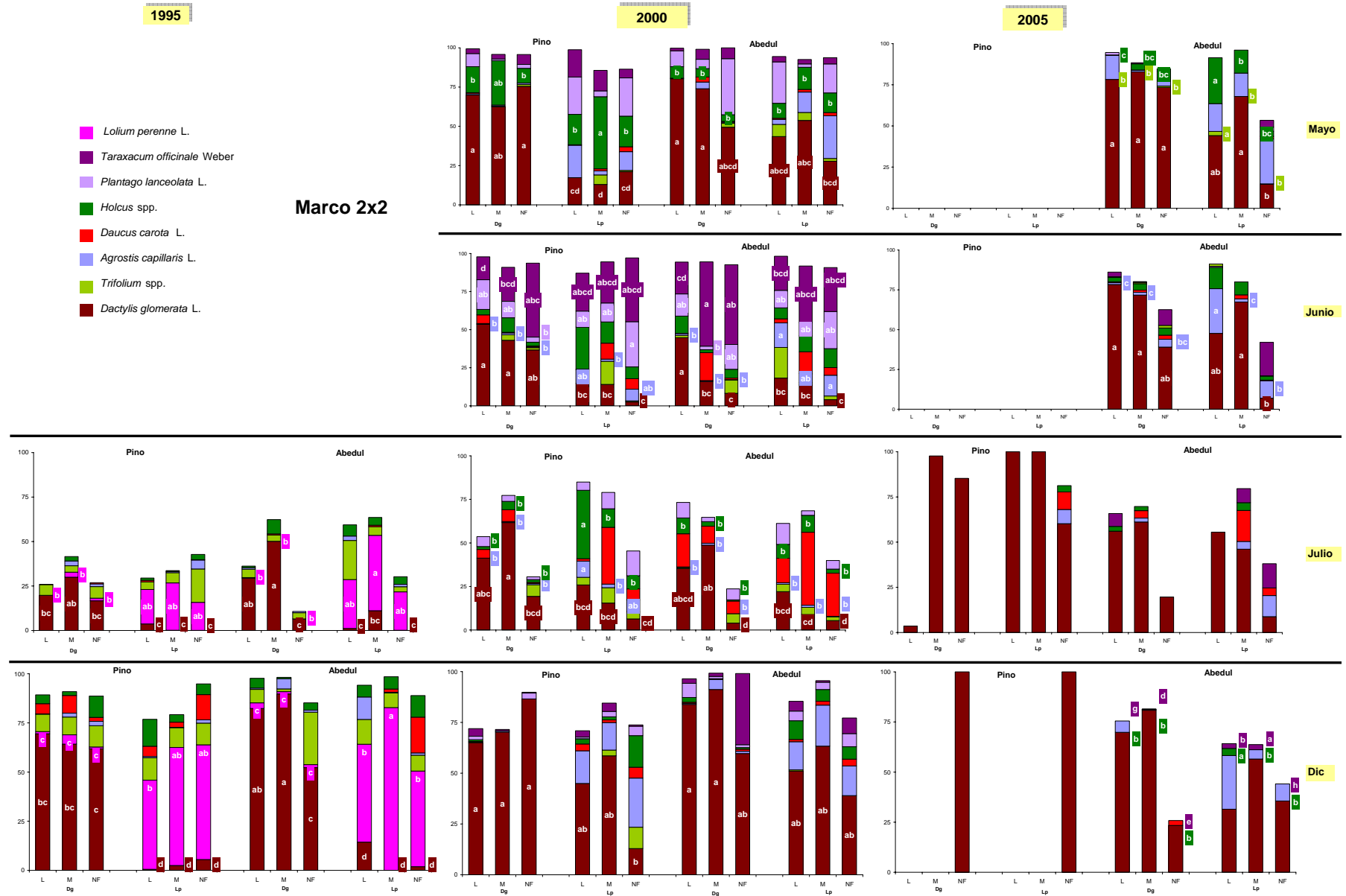


Figura 34. Composición florística para los años 1995, 2000 y 2005, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La Figura 35 muestra la composición florística de las parcelas implantadas a marco de plantación 3x4, en las que la evolución de las especies dactilo y raigrás sigue siendo la misma que la encontrada en el caso de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación es decir, que durante el primer año de estudio la presencia de esas especies en las parcelas en las cuales no se han establecido inicialmente como especies de siembra es prácticamente nula, y durante los dos periodos siguientes, años 2000 y 2005, la presencia de raigrás en las parcelas es muy reducida, ocurriendo lo contrario con el dactilo.

La presencia del grupo que hemos denominado *Trifolium* spp. en las parcelas estudiadas se reduce a medida que transcurre el tiempo, igual que ocurría en las parcelas establecidas a mayor densidad.

Igual que ocurría en las parcelas establecidas a marco 2x2, holcos y agrostis aparecen, pero en esta ocasión en proporciones más elevadas en aquellas parcelas en las cuales la abundancia de dactilo disminuye. En el caso del agrostis parece observarse un efecto del marco de plantación sobre su presencia, ya que esa especie no aparece en las parcelas implantadas a mayor densidad de plantación durante el último año de estudio. La sustitución de especies de siembra por *Agrostis capillaris* L. en suelos en los que la capacidad de retención de agua es reducida, como en los suelos arenosos de nuestro estudio, ha sido citada también en Nueva Zelanda (Clark, 2001).

Durante los primeros siete años de estudio (1995-2001) hemos observado una marcada variación intra-anual de la composición florística del pasto, de manera que la proporción de dactilo aumentaba durante el otoño, mientras que la presencia del raigrás era mayor durante la primavera (Mosquera-Losada *et al.*, 2006). Por otro lado, incluso en las parcelas en las cuales se ha sembrado raigrás, cuando este disminuye su presencia se produce un aumento gradual de la presencia de dactilo. Esto ocurre especialmente las parcelas en las cuales se ha aplicado fertilización, tanto orgánica como inorgánica. Por otra parte, la abundancia de especies como diente de león y llantén fue mayor durante este periodo en las parcelas sembradas con raigrás, asociándose su presencia a la no aplicación de fertilización en las mismas, mientras que especies gramíneas como holcos y agrostis parecen estar más asociadas a los tratamientos de fertilización (L y M) (Mosquera-Losada *et al.*, 2006).

A modo de resumen, señalaremos que las especies sembradas *Dactylis glomerata* L. y *Lolium perenne* L. han mostrado un comportamiento muy diferente desde el inicio del estudio; así, ambas comienzan estableciéndose con dificultad pero, en

el caso del dactilo su presencia en las parcelas se mantiene durante los diez años mientras que el raigrás únicamente aparece en el año de establecimiento, siendo posteriormente desplazado por otras especies. Por otro lado, la presencia de determinadas especies adventicias, como holcos y agrostis, pareció verse condicionada por el dactilo, de manera que cuando éste disminuye aumenta la abundancia de las mismas. En cuanto al efecto del tratamiento aplicado sobre la proporción de especies sembradas en las parcelas, el dactilo se ha visto favorecido por la aplicación de fertilización orgánica e inorgánica en la parcela así como por la reducción de la radiación incidente.

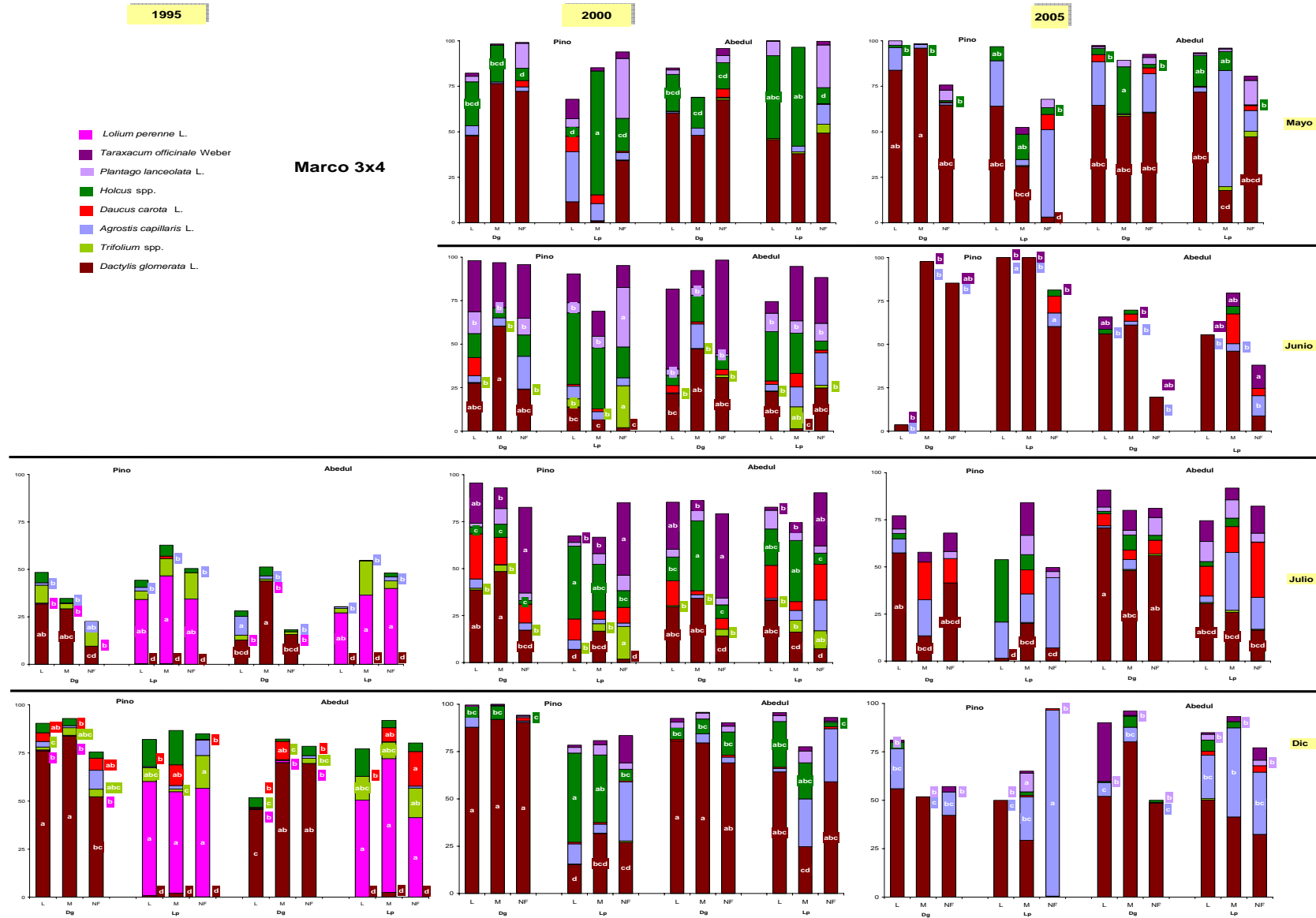


Figura 35. Composición florística para los años 1995, 2000 y 2005, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (abedul), a marco de plantación 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

7.2.3 Diagramas de Abundancia

Las Figuras 36 y 37 reflejan los diagramas de abundancia para los años 1995, 2000 y 2005 para los distintos tratamientos aplicados.

Como venimos señalando hasta ahora, la biodiversidad de las parcelas estudiadas se vio principalmente influida por el tipo de cubierta arbolada, conífera o frondosa, y, sobre todo, por la densidad de plantación. En las Figuras 36 y 37 se observa como durante el último año de estudio se produce una reducción del número de especies en las parcelas establecidas a mayor densidad, dicha reducción es mucho más importante en el caso de aquellas cuyo desarrollo se ha visto influido por el crecimiento del pino insigne. En estas parcelas, como ya hemos indicado, la tangencia de copas es total a partir del año 2000, lo que implica una reducción muy importante de la radiación que penetra hasta el sotobosque y esta restricción limita la cantidad de materia vegetal viva presente en el hábitat (Grime, 1982). Esta situación se ha encontrado con independencia de la mezcla de siembra establecida.

Durante los tres periodos de estudio y en las dos densidades de plantación, las familias con mayor representación fueron *Compositae*, *Gramineae* y *Leguminosae*, correspondiendo a las dos primeras las especies con mayor rango de abundancia (Tabla 25).

De las 36 especies anuales citadas, debemos señalar que 3 de ellas aparecieron únicamente durante el primer año y asociadas a mayor densidad de plantación: *Polygonum aviculare* L. (Pya), *Illecebrum verticillatum* L. (Il), *Rhinanthus minor* L. (Ri), ocurriendo lo mismo con *Lupinus angustifolius* L. (Lpa) y *Lathyrus angulatus* L. (Lat) pero sólo a marco 3x4. Especies anuales que sólo fueron encontradas en el último año de estudio fueron *Veronica agrestis* L. (Va), a marco 2x2, y *Conyza canadensis* L. (Cony) y *Lamium maculatum* L. (La) a marco 3x4.

Podemos ver como el dactilo, la zanahoria, el agrostis y el llantén, esta última con la excepción del último año bajo cubierta de pino a marco 2x2, son especies cuyo rango de abundancia fue siempre superior al 20%, y en el caso del dactilo esta situación se ha obtenido en los tres tratamientos de fertilización aplicados (L, M y NF). Por otro lado, los holcos han mostrado el mismo comportamiento que las especies anteriores pero, durante los primeros años esta proporción se mostró con independencia del tipo de fertilización mientras que en el último año, sobre todo en las parcelas a marco 3x4, son más abundantes en los tratamientos de fertilización (L y M).

La influencia del marco de plantación en el comportamiento de determinadas especies se manifiesta por ejemplo en la perenne *Rumex obtusifolius* L., citada siempre en las parcelas a marco 3x4, y ausente en el último año de estudio en las parcelas a marco 2x2 (tanto en pino como en abedul). *Cerastium glomeratum* Thuill y *Chenopodium album* L., a pesar de ser ambas especies anuales y mostrar el mismo comportamiento en las parcelas a marco 2x2, difieren cuando se aumenta el marco de plantación, ya que la primera aparece citada durante los tres años de estudio y la segunda únicamente en el primer año. Una posible explicación a este comportamiento tan diferente podría encontrarse, por un lado, en la diferente producción de semillas de ambas especies; así, *Cerastium* es capaz de producir una mayor cantidad de semillas viables que permitirían a la especie mantenerse en la pradera, por tener una mayor capacidad de respuesta a las perturbaciones.

En resumen, la combinación de densidades de plantación elevadas y la aplicación de fertilización en la parcela afectan de forma negativa a la biodiversidad, al reducirse el número de especies.

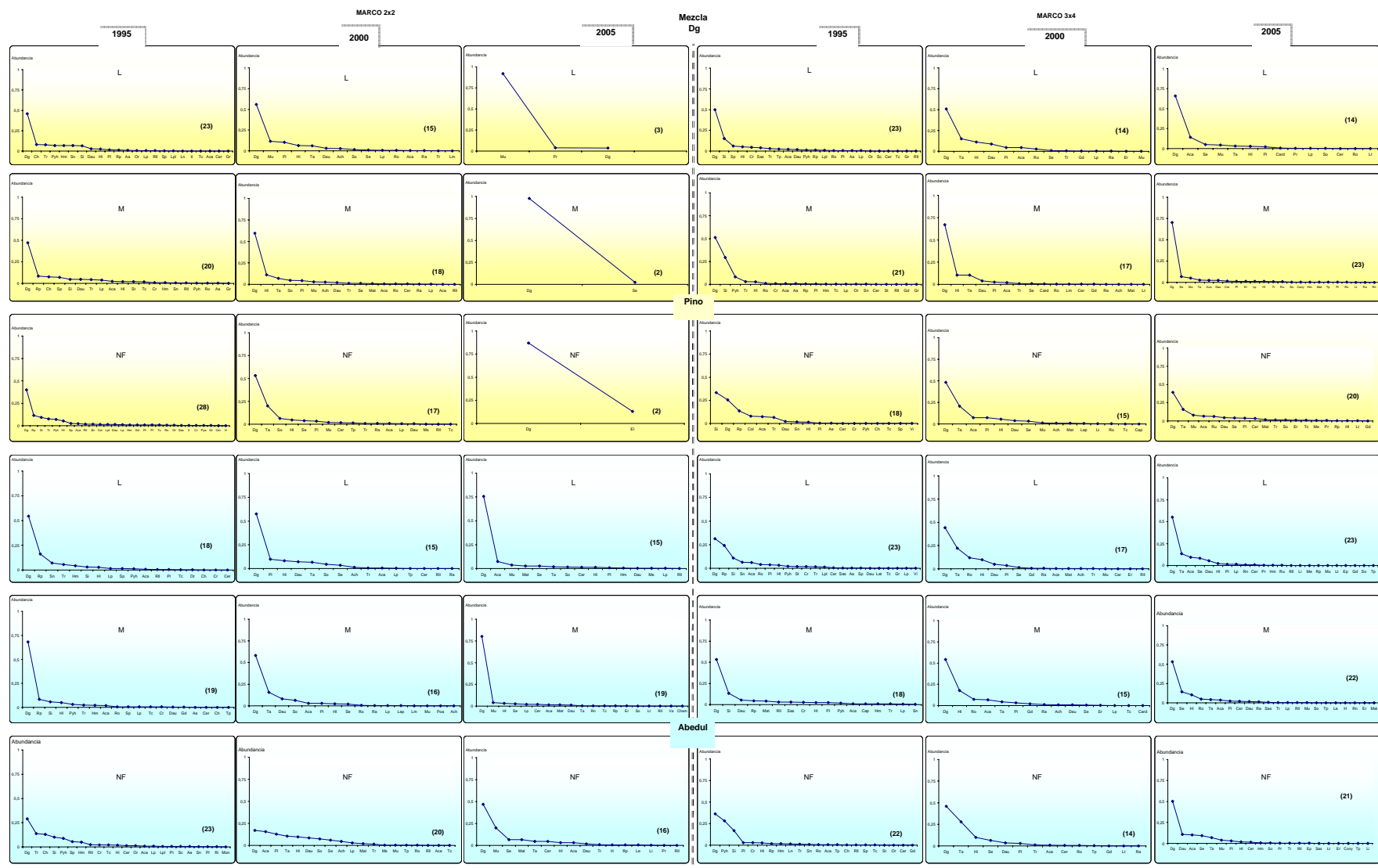


Figura 36. Diagramas de abundancia correspondientes a los tres periodos de estudio (1995, 2000, 2005) en las parcelas desarrolladas bajo cubierta de pino y abedul, establecidas con mezcla de dactilo (Dg) a marcos de plantación 2x2 y 3x4 m.

			Marco 2x2										Marco 3x4																					
			Dg					Lp					Dg					Lp																
Clase	Familia	Especie	Cód.	Ciclo	1995	Pino 2000	2005	1995	Abedul 2000	2005	1995	Pino 2000	2005	1995	Abedul 2000	2005	1995	Pino 2000	2005	1995	Abedul 2000	2005	1995	Pino 2000	2005	1995	Abedul 2000	2005						
Dicotiledónea	Boraginaceae	<i>Echium plantagineum</i> L.	Ec	B											x																			
		<i>Lithodora prostrata</i> Loisel	Li	P							x																							
		<i>Capnella bursa pastoris</i> L.	Cap	A									x																					
		<i>Lepidium heterophyllum</i> Bentham	Lep	P																														
Dicotiledónea	Brassicaceae (Cruciferae)	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Rp	A	x				x ^{LM}		x		x ^{LM}		x ¹					x ^{NP}		x		x ¹			x	x ^{LM}		x				
		<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill	Cer	A	x	x			x	x	x		x	x		x	x ^{NP}		x	x	x	x ^{NP}	x	x	x		x	x	x		x			
		<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	Il	A	x																													
		<i>Scleranthus annuus</i> L.	Sc	A																														
Dicotiledónea	Caryophyllaceae	<i>Silene gallica</i> L.	Si	A	x ³							x		x ^{NP}																				
		<i>Spergula arvensis</i> L.	Sp	A	x					x ^{NP}			x ^{NP}																					
		<i>Stellaria media</i> L. (Vill)	St	A	x								x																					
		<i>Chenopodium album</i> L.	Ch	A	x ^{LM}	x				x ^{NP}	x	x		x	x		x	x		x	x		x			x	x							
Dicotiledónea	Chenopodiaceae	<i>Anthemis arvensis</i> L.	Aa	A	x				x				x		x ^{NP}																			
		<i>Achillea millefolium</i> L.	Ach	P			x ^{LM}									x ^{NP}																		
		<i>Cirsium arvense</i> L.	Card	A																														
		<i>Chamaemelum nigrum</i> L.	Cham	A																														
		<i>Cotostephus myconis</i> (L.) Rech.f	Col	A	x																													
		<i>Conyza canadensis</i> L.	Cony	A																														
		<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr	Cr	A	x					x ^{NP}				x																				
		<i>Hieracium pilosella</i> L.	H	P																														
		<i>Leontodon saxatilis</i> Lam	Le	P																														
		<i>Chamomilla recutita</i> L.	Mat	A-B			x				x ^{NP}			x																				
		<i>Sonchus asper</i> L. (Hill)	Sas	A	x									x																				
		<i>Senecio jacobaea</i> L.	Se	B-P						x	x ³																							
		<i>Sonchus oleraceus</i> L.	So	A			x							x																				
		<i>Taraxacum officinale</i> Weber	Ta	P			x ³				x ³	x ^{NP}																						
		Monocotiledónea	Gramineae (Poaceae)	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Aca	P	x	x			x	x	x		x ^{NP}	x ¹	x ^{NP}																	
				<i>Aerhenatherum elatius</i> (L.) P.Beaur. ex J.Presl & C.Presl	Arr	P																												
<i>Bromus diandrus</i> Roth	Brd			A																														
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Dg			P	x ³	x ³	x ³		x ³	x ³	x ³		x ^{NP}	x ³	x ³	x ^{LM}	x ³		x ³	x ³	x ³	x ³	x ³	x ³	x ³	x ³	x ³	x ³	x ³					
<i>Elymus repens</i> L.	El			P																														
<i>Holcus lanatus</i> L.	Hl			P	x ³	x ³			x ^{LM}	x ³	x		x	x ³	x		x ³	x ³	x ^{LM}		x ^{LM}	x ³	x	x ³	x ³	x ^{LM}	x ³	x ^{LM}	x ³	x ^{LM}				
<i>Holcus mollis</i> L.	Hm			P	x				x ³	x ³	x	x		x ³	x		x ³	x ³	x		x ^{NP}	x ³	x ^{LM}	x ³	x ³	x ^{LM}	x ³	x ^{LM}	x	x				
<i>Lolium multiflorum</i> Lam	Lm			A			x				x																							
<i>Lolium perenne</i> L.	Lp			P	x	x			x	x	x		x ³	x																				
<i>Poa pratensis</i> L.	Poa			P																														
<i>Poa trivialis</i> L.	Pt			P	x						x																							
<i>Vulpia myuros</i> L. CC. Gmel.	V			A																														
Dicotiledónea	Geraniaceae			<i>Erodium moschatum</i> (L.) L.Hér.	Er	A-B						x		x					x		x	x	x		x	x	x		x	x				
				<i>Geranium dissectum</i> L.	Gd	A-B																												
				<i>Geranium rotundifolium</i> L.	Gr	A	x					x				x	x																	
Monocotiledónea	Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L.	J	A																														
Dicotiledónea	Labiatae (Lamiaceae)	<i>Lamium maculatum</i> L.	La	A																														
		<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh	Me	P																														
		<i>Penstemon vulgaris</i> L.	Pv	P																														
		<i>Lupinus luteus</i> L.	Lpl	A	x			x					x ^{NP}																					
Dicotiledónea	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Lupinus angustifolius</i> L.	Lpa	A																														
		<i>Lotus corniculatus</i> L.	Lt	P							x																							
		<i>Medicago sativa</i> L.	Ms	P			x																											
		<i>Ononis spinosa</i> L.	On	A	x																													
		<i>Trifolium campestre</i> Schreber	Tc	A						x ^{NP}	x	x	x		x	x																		
		<i>Trifolium pratense</i> L.	Tp	P			x				x ^{NP}																							
		<i>Trifolium repens</i> L.	Tr	P			x ³			x ³	x ^{NP}	x		x ³	x		x ^{LM}	x		x ³	x		x ^{NP}	x		x ³	x ^{NP}	x		x ³	x			
		<i>Vicia sativa</i> L.	Vi	A-B			x																											
Dicotiledónea	Linaceae	<i>Linum catharticum</i> L.	Lc	A																														
Dicotiledónea	Onagraceae	<i>Epithimium tetragonum</i> L.	Ep	P																														
Dicotiledónea	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Pl	P			x		x ³	x		x	x ³		x	x ³	x		x ³	x ³	x		x	x ³	x		x	x ³	x ³					
Dicotiledónea	Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> L.	Pya	A	x																													
		<i>Polygonum hydropiper</i> L.	Pyh	A	x																													
		<i>Rumex acetosa</i> L.	Ra	P																														
		<i>Rumex acetosella</i> L.	Ril	P	x	x				x ^{NP}		x	x																					
Dicotiledónea	Portulacaceae	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Ro	P	x	x			x	x																								
Dicotiledónea	Ranunculaceae	<i>Ranunculus acris</i> L.	Ran	P					x																									
Dicotiledónea	Rosaceae	<i>Ranunculus repens</i> L.	Rn	P						x																								
Dicotiledónea	Solanaceae	<i>Rubus</i> spp.	Ru	P																														
Dicotiledónea	Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i> L.	Sn	A					x																									
Dicotiledónea	Scrophulariaceae	<i>Rhinanthus minor</i> L.	Ri	A																														
Dicotiledónea	Scrophulariaceae	<i>Veronica agrestis</i> L.	Va	A																														
Dicotiledónea	Umbelliferae (Apiaceae)	<i>Daucus carota</i> L.	Dau	B			x ^{LM}			x	x ³	x		x	x	x ^{NP}																		
		<i>Musgo</i>	Mu	A																														

Tabla 25. Relación de especies citadas a lo largo del periodo de estudio en las praderas establecidas bajo cubierta de conífera y frondosa a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Los cuadrados resaltados en amarillo indican que la especie aparece con más del 2% de abundancia (codominantes), X^{LM}: especies que sólo aparecen en los tratamientos de fertilización con lodo (L) y fertilización mineral (M), X^{NF}: especies que aparecen sólo en el tratamiento no fertilización (NF), X³: Especies que aparecen en los tres tratamientos aplicados (L, M, NF), Cód.: código de la especie, Dg: siembra de dactilo, Lp: siembra de raigrás.

7.2.4 Tasa de reemplazo

En las Tablas 26 y 27 se muestra el número total de especies citadas a lo largo de los tres años de estudio en los diferentes tratamientos, así como el número de especies que permanecen (P), desaparecen (D) y aparecen (A) en los periodos 1995-2000, 2000-2005 y 1995-2005, para los dos marcos de plantación establecidos.

Durante el primer periodo de estudio (1995-2000) el porcentaje de permanencia varió entre un 30 y un 50%, esta situación se repitió independientemente de la especie forestal establecida y del marco de plantación. Es en el segundo periodo (2000-2005) cuando se pone de manifiesto el efecto de estos dos factores, ya que en el caso de las parcelas de pino a la mayor densidad de plantación el porcentaje de permanencia se sitúa en el intervalo 6-17%, mientras que en el resto de tratamientos el intervalo es 50-80%, lo que se puede explicar, por un lado, porque se trataría de especies mejor adaptadas a las condiciones del sistema y en su mayoría perennes y porque las restricciones por la luz son muy inferiores.

En las Tablas 26 y 27 también podemos observar el número de especies nuevas que aparecen entre periodos, notándose que este valor es muy superior en el período 1995-2000 que en 2000-2005, sobre todo en los tratamientos de abedul a marco 2x2, en comparación con los de pino para la misma densidad. En general, se observa que la tasa de aparición de nuevas especies es mayor en el caso de las parcelas sembradas inicialmente con mezcla de raigrás (Lp), debido al peor establecimiento de esa especie, lo que favorecería la aparición de huecos en la parcela que podrían ser ocupados por otras especies.

Parece claro por tanto que la modificación en un factor, ya sea la cobertura, la especie forestal establecida, etc., puede afectar a la cantidad de especies y al desarrollo de las especies pratenses (Brewer, 1998), provocando una modificación en la relación de competencia entre las diferentes especies favoreciendo a unas y perjudicando a otras. Este aspecto ha de tenerse en cuenta al diseñar plantaciones forestales y prever su impacto sobre el medio.

		Marco 2x2												
		1995	1995-2000			2000	2000-2005			2005	1995-2005			
		nºspp.	P	D	A	nºspp.	P	D	A	nºspp.	P	D	A	
Pino	Dg	L	23	7	16	8	15	2	13	1	3	1	22	2
		M	20	8	12	10	18	2	16	0	2	1	19	1
		NF	28	10	18	7	17	1	16	1	2	1	27	1
	Lp	L	24	8	16	8	16	1	15	0	1	1	23	0
		M	22	8	14	10	19	1	18	0	1	1	21	0
		NF	25	11	14	13	24	4	20	1	5	4	21	1

Abedul	Dg	L	18	8	10	7	15	10	5	4	15	7	10	7
		M	19	6	13	10	16	8	8	10	19	8	11	11
		NF	23	7	16	13	20	9	11	7	16	6	17	10
	Lp	L	20	7	13	11	18	8	10	4	12	7	13	5
		M	18	9	9	8	17	9	8	3	12	6	12	6
		NF	27	11	16	8	19	12	7	5	17	10	17	7

Tabla 26. Número de especies presentes al inicio de cada periodo de estudio (nº spp.) y número de especies que permanecen (P), desaparecen (D) y aparecen (A) en cada intervalo de estudio para los diferentes tratamientos aplicados. Marco de plantación 2x2 m.

		Marco 3x4												
		1995	1995-2000			2000	2000-2005			2005	1995-2005			
		nºspp.	P	D	A	nºspp.	P	D	A	nºspp.	P	D	A	
Pino	Dg	L	23	8	15	6	14	9	5	5	14	7	16	7
		M	21	8	13	9	17	12	5	11	23	9	12	14
		NF	18	6	12	9	15	10	5	10	20	9	9	11
	Lp	L	19	7	12	9	16	10	6	3	13	6	13	7
		M	21	9	12	8	17	14	3	8	22	10	11	12
		NF	21	10	11	8	18	13	5	3	16	9	12	7

Abedul	Dg	L	23	8	15	9	17	11	6	12	23	8	15	15
		M	17	6	11	9	15	11	4	11	22	10	7	12
		NF	22	9	13	5	14	10	4	11	21	9	12	12
	Lp	L	19	5	14	11	16	11	5	9	20	9	10	11
		M	18	9	9	10	19	13	6	6	19	9	9	10
		NF	25	9	16	8	17	14	3	7	21	9	15	12

Tabla 27. Número de especies presentes al inicio de cada periodo de estudio (nº spp.) y número de especies que permanecen (P), desaparecen (D) y aparecen (A) en cada intervalo de estudio para los diferentes tratamientos aplicados. Marco de plantación 3x4 m.

7.2.5 Biodiversidad Alfa

7.2.5.1 Riqueza específica (S)

En la Tabla 28 se muestra el resultado obtenido al realizar el análisis de varianza referido al número total anual de especies presentes en los diferentes tratamientos. Los datos obtenidos mostraron un efecto significativo de la especie forestal, según el año de estudio, para las dos densidades de plantación.

Riqueza de especies (S)	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	ns
Especie forestal	***	*
Año*especie forestal	***	*

Tabla 28. Resultado del análisis de varianza para el promedio anual de especies en los tres años de estudio, donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$. Marco 2x2 y 3x4 m. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

A continuación, en la Figura 38, podemos ver el promedio anual de especies presentes en los diferentes tratamientos aplicados y para los dos marcos de plantación establecidos.

Para las parcelas implantadas a marco 2x2 el promedio anual de especies varió entre 11-17 y 10-16 para las desarrolladas bajo conífera y para los años 1995 y 2000, respectivamente, rangos que, durante los dos primeros años resultaron muy similares a los obtenidos en las parcelas establecidas bajo abedul (10-16 y 11-14 para el primer y segundo años), siendo en el tercer año cuando el efecto de la cubierta arbolada es más notable, ya que la reducción de especies bajo cubierta de pino fue muy importante (promedio final de 1-2 especies), mientras que las desarrolladas bajo abedul siguen manteniendo un número de especies similar al de los otros dos años (8-14 especies).

Por otro lado, los resultados obtenidos mostraron un efecto significativo del tratamiento aplicado sobre la riqueza media de especies (S) durante el primer y último años de estudio en las parcelas establecidas a marco 2x2, en las cuales la aplicación de fertilización, aún con las dosis bajas empleadas en este estudio, se traduce en una disminución del número de especies, ya que se favorece el desarrollo y la producción de las gramíneas de siembra, las cuales limitan el espacio disponible para la aparición de otras especies, al ser más competitivas en la utilización de los recursos. Numerosos autores (Marañón, 1997; Ferrer-Lorés *et al.*, 1998; Díaz *et al.*, 1999; White *et al.*, 2004) han determinado que los suelos profundos, poco pedregosos, con humedad edáfica y

sobre todo con una cobertura cercana al 100% presentan menor diversidad vegetal, debido a la exclusión competitiva provocada por las especies dominantes, fundamentalmente gramíneas o graminoides y especies anuales.

Durante el primer año de estudio los resultados no mostraron diferencias entre el número de especies presentes bajo cubierta de pino y de abedul, situación que cambia 10 años después, en el año 2005, cuando el efecto de la cubierta arbolada es evidente, independientemente del tratamiento aplicado y de la mezcla de siembra establecida.

En el caso de las parcelas implantadas a marco 3x4, el promedio anual de especies varió entre 11 y 13, 10 y 13 y 7 y 13 para las establecidas bajo cubierta de pino y para los años 1995, 2000 y 2005 respectivamente, y entre 8 y 15, 10 y 12 y 12 y 15 especies para las establecidas bajo cubierta de abedul y para los años citados anteriormente. Como vemos, y a diferencia de las parcelas desarrolladas a mayor densidad de plantación, el promedio de especies en esta ocasión se mantiene más o menos estable a lo largo del periodo de estudio, no observándose por lo tanto un efecto de la cubierta arbolada tan importante como en el caso anterior.

Es importante señalar que se encuentran grandes diferencias por tratamiento entre el número máximo de especies y el promedio, consecuencia de la reducida presencia que tienen muchas especies en los diferentes tratamientos. Sin embargo, es destacable que tanto en el número de especies como en el promedio se encuentran las mismas tendencias.

Al igual que sucedía con la producción de pasto, en el último año de estudio se detecta un efecto negativo sobre la riqueza específica cuando la especie forestal empleada es el pino, en comparación con el abedul.

Si comparamos estos resultados con los obtenidos en la evolución de la vegetación cuando las repoblaciones se desarrollan sobre terrenos de monte, vemos que el aumento de la acidez y de la sombra en suelo de monte promueve un reemplazo de las especies presentes por otras más frugales y adaptadas a condiciones de sombra y de fuerte acidez, lo que no sucede en nuestro caso (López-Díaz *et al.*, 2007). Es importante indicar que la repoblación de tierras agrarias con especies forestales como el pino provoca un impacto negativo importante sobre la riqueza específica. Por tanto, sería aconsejable que se aportasen semillas adaptadas a estas condiciones de sombra y mayor acidez que redujesen el impacto sobre el medio, ya que la denudación del terreno puede originar problemas de erosión (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2007).

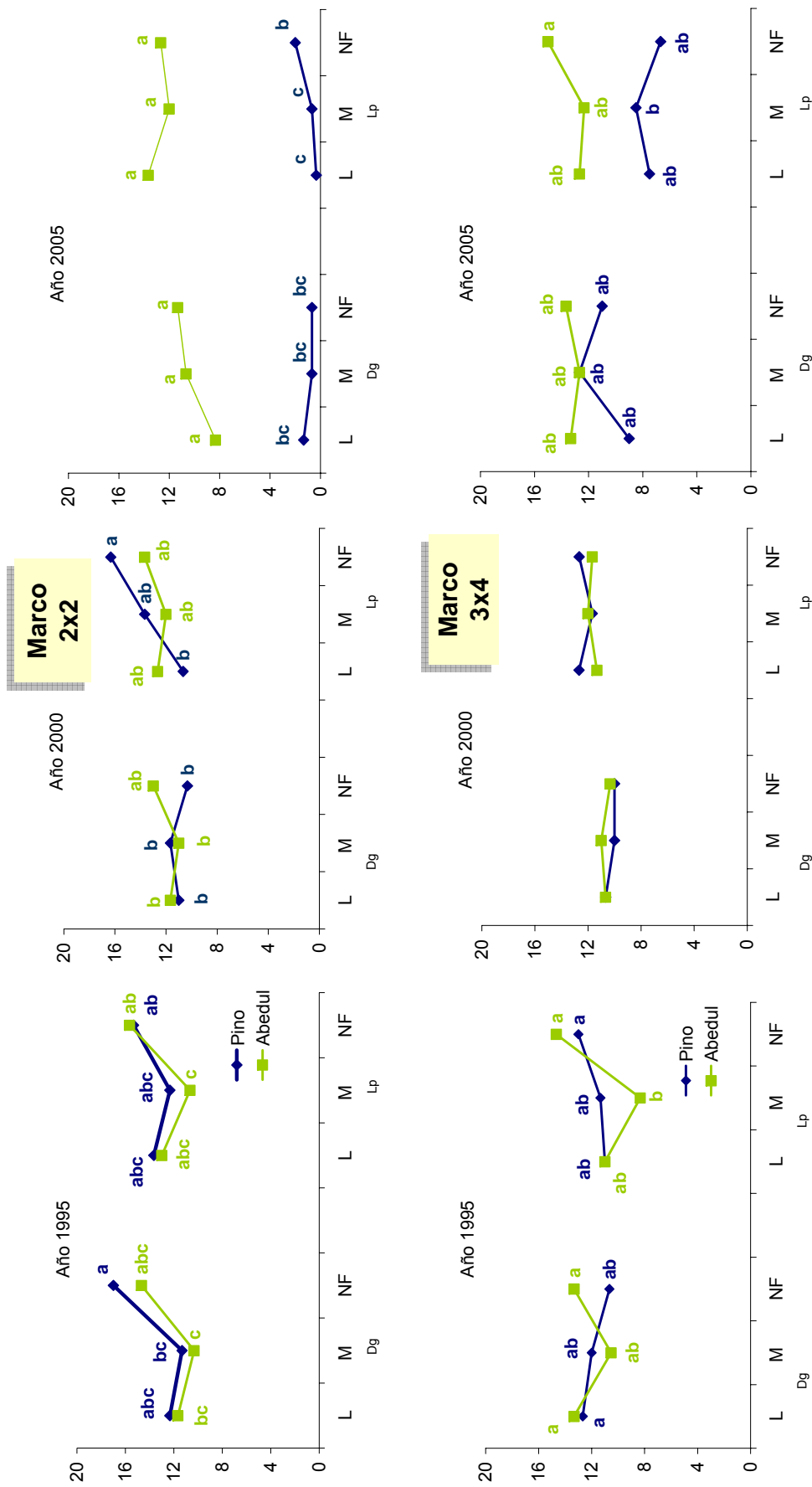


Figura 38. Variación del promedio anual de especies durante los tres años de estudio, para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

7.2.5.2 Índices de abundancia proporcional: Índice de Simpson ($1-\lambda$)

Los resultados del análisis de varianza realizado para el índice estructural de Simpson ($1-\lambda$) mostraron la existencia de un efecto significativo de la especie forestal según el año de estudio, así como de los tratamientos de fertilización aplicados y de la mezcla de siembra en el caso de las densidades elevadas, mientras que a menor densidad de plantación únicamente se ha obtenido un efecto significativo de la fertilización aplicada ($p < 8\%$) (Tabla 29).

Índice de Simpson ($1-\lambda$)	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	ns
Fertilización	***	8%
Mezcla	***	ns
Especie forestal	***	ns
Año*especie forestal	***	ns

Tabla 29. Resultado del análisis de varianza para el índice de Simpson ($1-\lambda$), donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

Los intervalos del índice estructural de Simpson fueron 0,71-0,80, 0,60-0,84 y 0,00-0,31 para los tres años de estudio y para aquellas parcelas establecidas a mayor densidad de plantación y bajo cubierta de pino, mientras que en estas mismas condiciones pero, bajo cubierta de abedul los rangos obtenidos fueron 0,52-0,78, 0,61-0,86 y 0,39-0,72, en ambos casos para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente. En las parcelas con menor densidad de plantación los intervalos obtenidos son 0,58-0,79, 0,50-0,77 y 0,48-0,75, bajo pino, y 0,48-0,77, 0,61-0,77 y 0,59-0,78 bajo abedul (Figura 39).

Este índice varía entre 0 y 1, correspondiendo los menores valores a las situaciones en las que el sistema presenta una mínima diversidad relativa (Magurran, 1989; Moreno, 2001). Los intervalos obtenidos muestran una disminución de la diversidad cuando la cubierta arbolada corresponde a la conífera a mayores densidades de plantación y durante el último año de estudio, mientras que, en el caso de las parcelas establecidas a menor densidad de plantación, el desarrollo de la cubierta arbolada todavía no ha incidido en una reducción tan evidente de la diversidad. Otros estudios (Rajaniemi, 2002) en los que evaluaba el efecto de la reducción en un 50% de radiación incidente mediante el empleo de una malla plástica, citan una influencia significativa de este tratamiento sobre la riqueza específica. Con respecto a esto, se han desarrollado

muchas investigaciones en forma de gradientes desde el tronco de los árboles a los espacios abiertos, con el fin de observar el efecto del arbolado sobre la vegetación subyacente (Alonso *et al.* 1979; Tárrega, 1981; Rico y Puerto *et al.* 1988; Díez *et al.*, 1992), y todas ellas parecen concordar en que la menor diversidad y, por lo tanto mayor dominancia de algunas especies, se produce bajo la copa e incluso en las zonas más próximas al árbol, poniendo de manifiesto el efecto homogeneizador de la sombra. De todos modos, es la presencia del árbol y de la flora asociada a condiciones de sombra y diferente a la de zonas abiertas la que hace que se produzca un aumento de la biodiversidad cuando se compara un sistema adeshado con un sistema desarbolado.

Por otro lado, la influencia del arbolado sobre los estratos inferiores no se debe sólo a la sombra, sino que también es consecuencia de la modificación de factores ambientales tales como la radiación solar, la precipitación, la humedad y la disponibilidad de espacio, agua y nutrientes. El desarrollo del estrato arbóreo elimina microhábitats, de manera que sólo sobreviven las especies más adaptadas a estas nuevas condiciones, lo que se traduce en un descenso de la diversidad con respecto a zonas más abiertas (Díez *et al.* 1992; Ferrer-Benimeli, 1999), esto explicaría que, en nuestro caso, los menores valores del índice de Simpson, y por lo tanto, la menor diversidad, se correspondan con las situaciones en las que se combinan el elevado desarrollo de la cubierta arbolada con elevadas densidades de plantación.

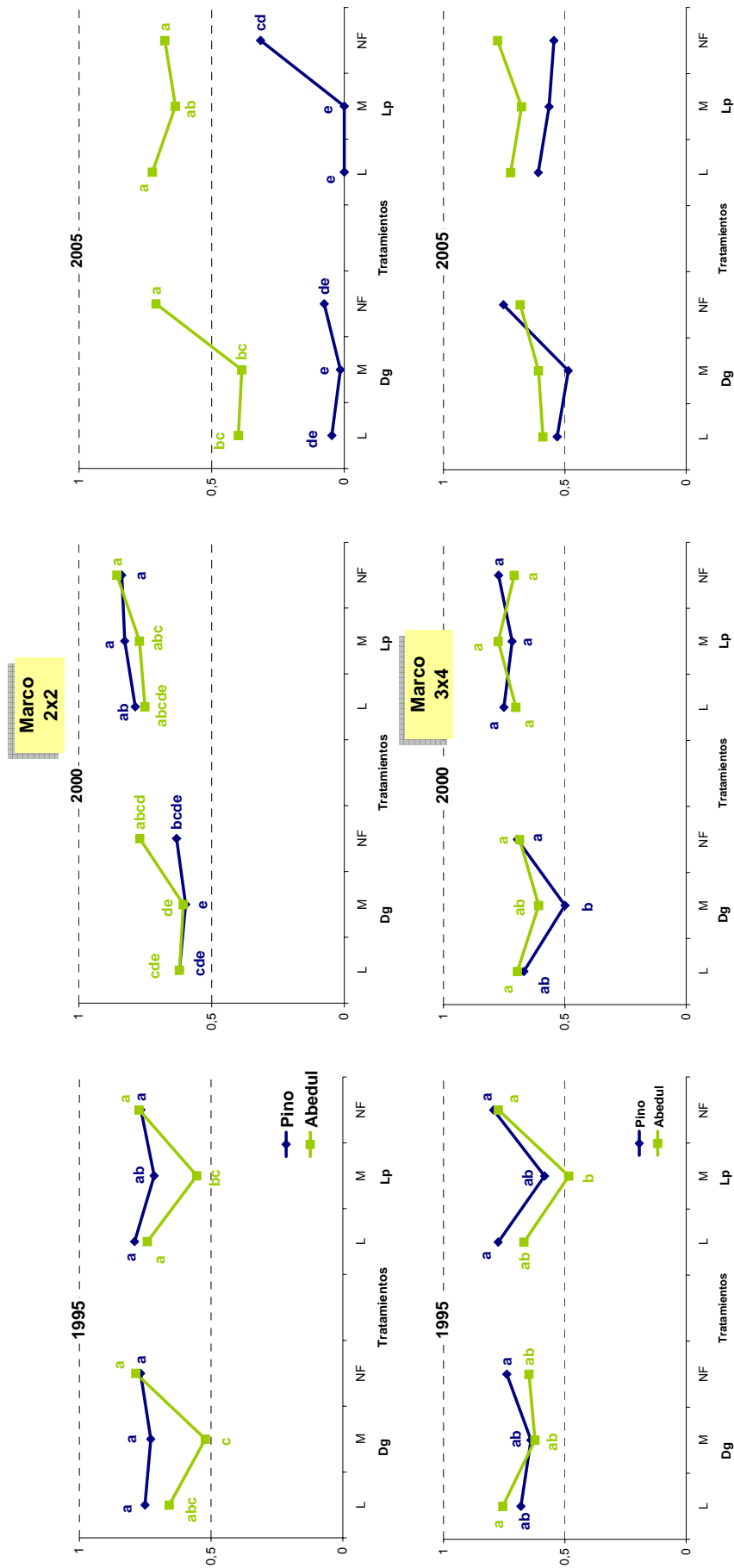


Figura 39. Índice de Simpson Anual (1-λ), para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 2x2 y 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En cuanto al efecto del tratamiento de fertilización aplicado sobre el índice de Simpson, los resultados reflejan la existencia de un aumento significativo de dicho índice en aquellas parcelas en las cuales no se ha aplicado fertilización (NF), respuesta que se ha observado sobre todo en las establecidas a mayor densidad de plantación (Figura 40). En este caso, los tratamientos de fertilización, tanto orgánica como inorgánica, habrían favorecido el desarrollo de las especies de siembra, sobre todo el dactilo, a partir del primer año de instalación del sistema, provocando, una disminución del espacio disponible para otras especies y, por lo tanto, una disminución de la diversidad en dichos tratamientos (Reiné y Fillat, 1992). Del mismo modo Rajaniemi (2002) ha encontrado después de dos años consecutivos de fertilización mineral (dosis de 150 kg N /ha) en una parcela natural el mismo efecto negativo de este tratamiento sobre el índice de Simpson, reduciéndose los valores de 0,5 a 0,33.

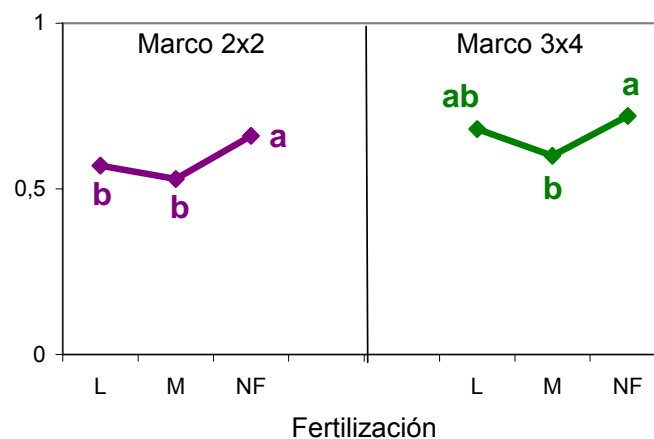


Figura 40. Efecto del tratamiento de fertilización sobre el índice estructural de Simpson ($1-\lambda$) para los dos marcos de plantación establecidos, donde: L: fertilización con lodos, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

En cuanto a la mezcla de siembra y su efecto sobre la diversidad, los valores medios del índice de Simpson obtenidos en el caso de las parcelas establecidas a marco 2x2 muestran una disminución de dicho índice cuando inicialmente en la parcela se establece mezcla de dactilo (0,54b en mezcla Dg y 0,64a en mezcla Lp); como ya se ha comentado anteriormente el dactilo es una especie que inicialmente se establece mal pero que, a medida que el sistema evoluciona y las condiciones de sombra aumentan, su comportamiento cambia, incrementando su presencia e incluso desplazando al raigrás en las parcelas en las cuales ésta última especie se ha establecido como parte de la mezcla de siembra. El aporte de fuertes dosis de NPK o la intensificación de

aprovechamientos mediante siega favorecen el desarrollo de las gramíneas altas, en nuestro caso el dactilo, en perjuicio de las bajas y sobre todo de las leguminosas (tréboles), que pueden llegar a desaparecer, originándose por lo tanto una reducción importante de la diversidad y riqueza de especies (Rodríguez *et al.*; 1996; Mosquera y González, 2000).

7.2.5.3 Índices de equidad

7.2.5.3.1 Índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949)

Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando sólo hay una especie, y el logaritmo S (número de especies), cuando todas las especies están representadas por la misma proporción de individuos (Magurran, 1988). Es indicativo de la equidad de la comunidad muestreada, es decir, una comunidad es más equitativa si la proporción de individuos presentes es la misma para cada especie.

Los resultados del análisis de varianza mostraron la existencia de un efecto significativo de las interacciones especie forestal*año y mezcla*año, así como del tratamiento de fertilización aplicado en las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación, mientras que en el caso de las implantadas a menor densidad no se ha obtenido ningún efecto (Tabla 30).

Índice de Shannon	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	ns
Fertilización	***	ns
Mezcla	***	ns
Especie forestal	***	ns
Mezcla*año	9%	ns
Especie forestal*año	***	ns

Tabla 30. Resultado del análisis de varianza para el índice de Shannon, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

Los intervalos mostrados del índice de Shannon a lo largo de los tres años de estudio fueron 1,75-1,93, 1,35-2,10 y 0-0,56 bajo pino y 1,16-2,07, 1,34-2,05 y 0,93-1,64 bajo abedul, para las parcelas establecidas a marco 2x2. En las establecidas a marco 3x4 los intervalos fueron 1,36-1,69, 1,09-1,83 y 0,86-1,70 bajo pino y 1,04-1,91, 1,34-1,86 y 1,36-1,81 bajo abedul, para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente (Figura 41).

Los intervalos muestran la existencia de una reducción de la equidad a medida que el sistema se ha ido desarrollando y, por lo tanto, un aumento de la dominancia de unas especies sobre las otras. Esta disminución resultó significativa en las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación, debido a las ya comentadas condiciones de sombra existentes durante el último año de estudio (2005), reduciéndose el número de especies.

Los datos obtenidos reflejan, en el caso de las parcelas establecidas a marco 2x2, una reducción significativa del índice de Shannon cuando se aplica algún tratamiento de fertilización, ya sea orgánico o inorgánico tal y como obtienen White *et al.* (2004) en praderas de Nueva Zelanda. Este efecto del tratamiento de fertilización se ha obtenido, en el caso de las parcelas establecidas bajo cubierta de pino durante el segundo año, 2000, acentuándose además en las sembradas con mezcla de dactilo. Bajo cubierta de abedul se obtiene la misma respuesta comentada anteriormente, pero en esta ocasión, y debido al diferente temperamento de la especie y al menor desarrollo de la misma en comparación con el pino, esta respuesta se mantiene durante los tres años de estudio.

Tal como venimos comentando hasta el momento en relación con los diferentes índices utilizados para evaluar la biodiversidad, la aplicación de fertilización (L o M) ha favorecido a las especies de siembra, por lo tanto ha disminuido la diversidad de las parcelas (White *et al.*, 2004); esta disminución se acentúa en el caso de las parcelas sembradas con dactilo, donde hemos visto que la presencia de esta especie ha sido importante, reduciendo el espacio disponible para otras especies herbáceas. Estudios llevados a cabo en prados de siega de la provincia de León (Rodríguez *et al.*, 2001) sometidos a diferentes dosis de fertilización NP y NPK obtienen un descenso del índice de Shannon-Wiener (de 3,84 a 2,78) situación que se repite en zonas del Pirineo Oscense (Chocarro *et al.*, 1987) y en el Valle de Valdeón, León (García, 1992; Zuazua *et al.*, 1994)

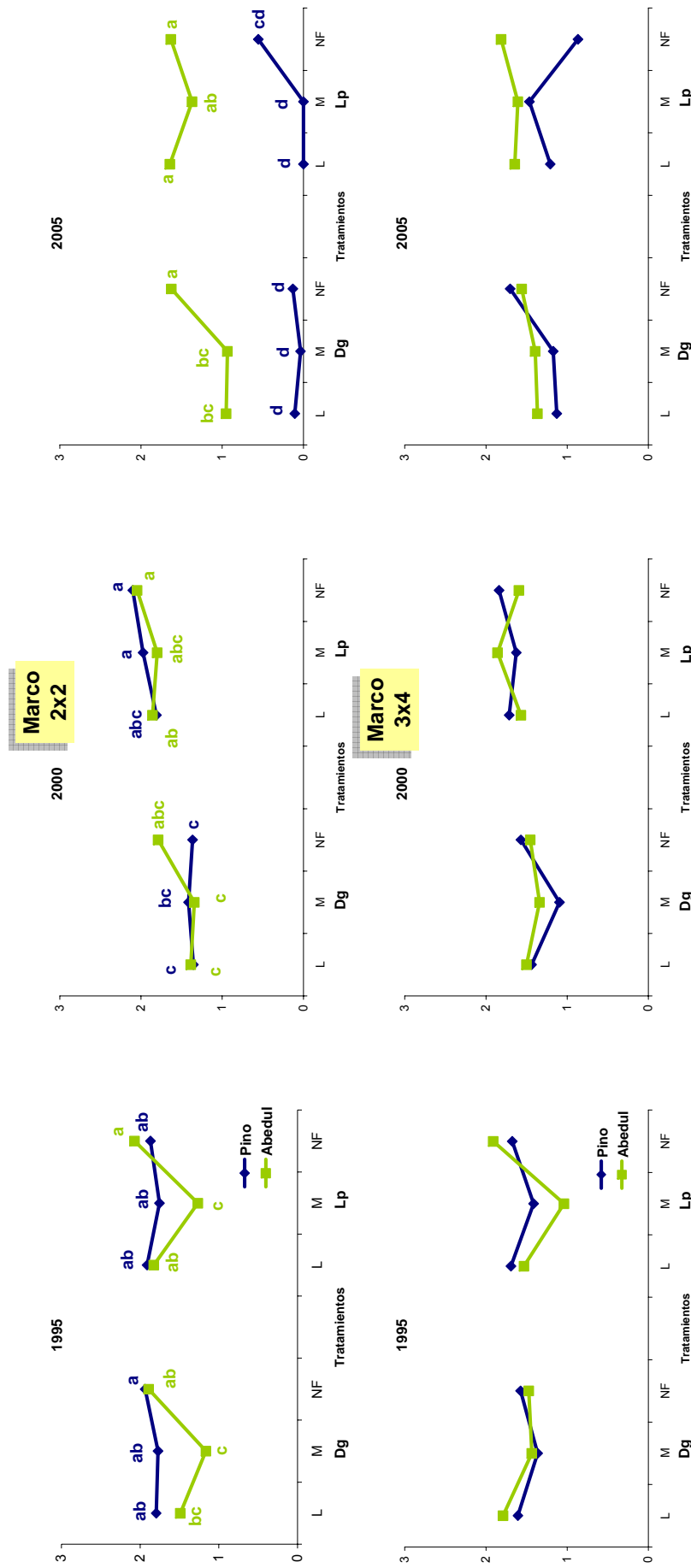


Figura 41. Variación anual del Índice de Shannon para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

7.2.5.3.2 Equidad de Pielou (1975)

El índice de equidad de Pielou mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Moreno, 2001). Este índice varía entre 0, mínima diversidad relativa, y 1, máxima diversidad relativa (Moreno, 2001), cuando todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

En la Tabla 31 se muestra el resultado del análisis de varianza realizado para el índice de Pielou. Los resultados obtenidos muestran, en el caso de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación, un efecto significativo de la especie forestal establecida según el año de estudio considerado así como de la mezcla y del tratamiento de fertilización aplicado. Por otro lado, en el caso de las parcelas implantadas a menor densidad de plantación se ha obtenido un efecto significativo de la interacción fertilización*mezcla*especie forestal*año.

Indice de Pielou	Marco 2x2	Marco 3x4
Año	***	ns
Fertilización	**	ns
Mezcla	**	**
Especie forestal	***	ns
Mezcla*año	ns	*
Especie forestal*año	***	ns
Fertilización*mezcla	ns	**
Fertilización*año	ns	*
Fertilización*mezcla*año	ns	***
Fertilización*mezcla*especie forestal	ns	***
Fertilización*especie forestal*año	ns	*
Fertilización*mezcla*especie forestal*año	ns	*

Tabla 31. Resultado del análisis de varianza para el índice de equidad de Pielou, donde: ns: no existe un efecto claro de los distintos factores (ns: no significativo), ***: $p < 0,001$. Sólo se presentan los resultados de los factores y sus interacciones que resultaron significativos.

Los rangos de variación obtenidos en los diferentes tratamientos aplicados, a marco 2x2, fueron 0,68-0,72, 0,57-0,78 y 0-0,50, para las parcelas desarrolladas bajo cubierta de pino, y 0,50-0,75, 0,57-0,78 y 0,40-0,67 para las establecidas bajo cubierta de abedul, en ambos casos para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente. En las parcelas establecidas a menor densidad de plantación, el índice de Pielou varió entre 0,54 y 0,70, 0,48 y 0,72 y 0,40-0,82, bajo cubierta de pino, y entre 0,50 y 0,71, 0,55 y 0,75 y 0,53 y 0,67 bajo cubierta de abedul (Figura 42). Los resultados obtenidos muestran nuevamente una mayor diversidad de las parcelas durante los primeros años de estudio, 1995-2000, con independencia de la densidad de plantación y de la cubierta arbolada. Pero cuando las condiciones del medio se vuelven más adversas para las

especies herbáceas, como ocurre bajo las condiciones de sombra que se alcanzan en las parcelas sembradas bajo cubierta de pino a densidades de plantación elevadas (2500 pies/ha), la diversidad se reduce considerablemente, en comparación con los otros tratamientos. Esta disminución de la diversidad de especies se incrementa en el caso de las parcelas en las cuales se ha aplicado fertilización, tanto orgánica como inorgánica respuesta encontrada también por White *et al.* (2004) en praderas de Nueva Zelanda donde obtienen una relación negativa entre la fertilización y la diversidad. Como ya se ha comentado, esta respuesta negativa de la diversidad a la aplicación de fertilización se debe a que, con esos tratamientos se favorece el desarrollo de las especies de siembra y por lo tanto se reduce el espacio disponible para la implantación en el sistema de nuevas especies.

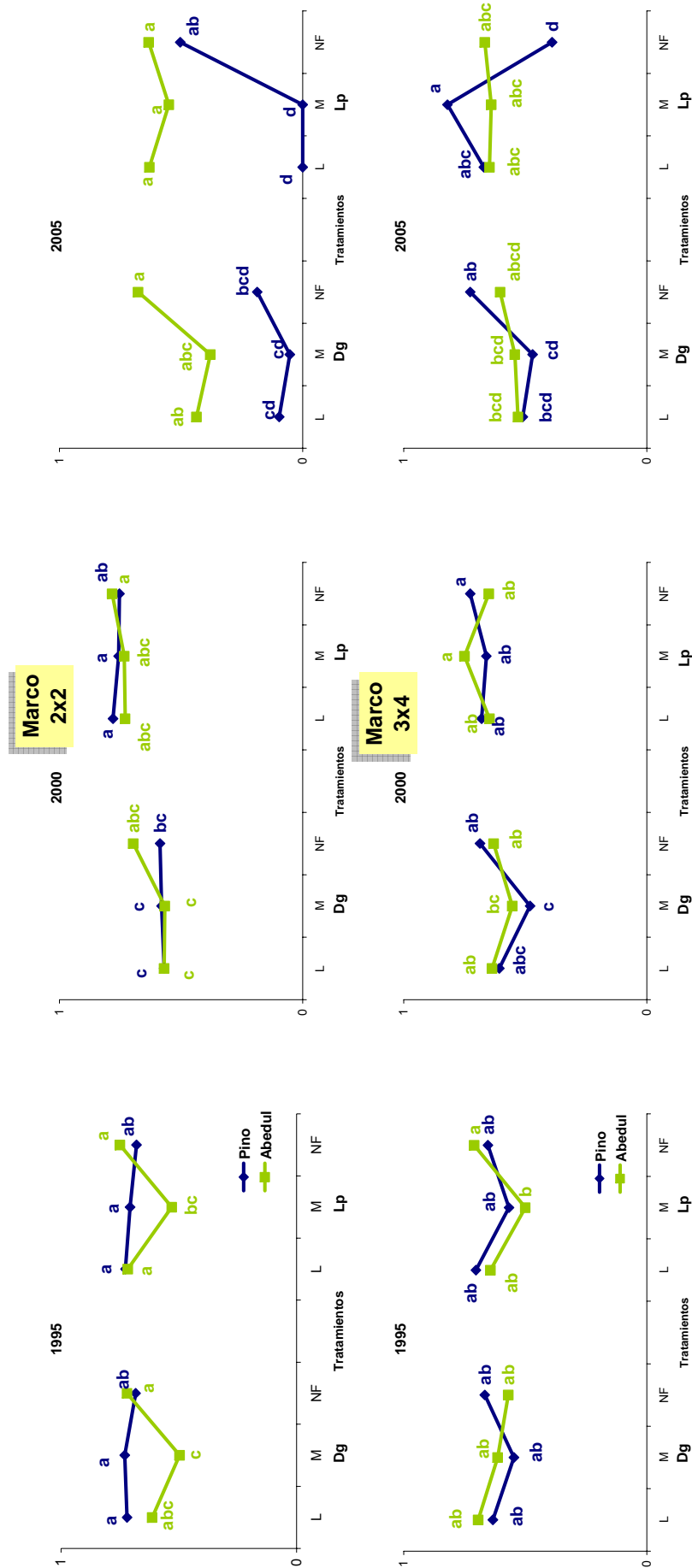


Figura 42. Variación anual del índice de Pielou para cada tratamiento sembrado con dactilo (Dg) y raigrás inglés (Lp), fertilizados con lodo (L), mineral (M) y no fertilizados (NF) y repoblados con *Pinus radiata* D. Don (Pino) y *Betula alba* L. (Abedul), a marco de plantación 3x4 m. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

7.2.6 Biodiversidad Beta

La diversidad beta o recambio de especies cuantifica la diferencia o similitud entre conjuntos de especies de diferentes hábitats o localidades (Whittaker, 1960), es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Moreno, 2001). La diversidad alfa es la diversidad dentro del hábitat y la diversidad beta la diversidad entre hábitats (MacArthur, 1965).

Desde el punto de vista de la conservación, la diversidad beta se encuentra estrechamente asociada a otro concepto denominado complementariedad, surgido en el contexto del diseño de reservas (Margules *et al.* 1988; Pressey *et al.*, 1993). La idea es la siguiente: si tenemos una región (o paisaje) con una alta diversidad beta (es decir, que la composición de especies de los sitios que forman ese paisaje es diferente), la complementariedad de los sitios es alta, por lo que se necesita un conjunto de reservas para proteger la mayor parte de las especies.

Determinaremos la diversidad beta mediante la comparación de la composición específica (Magurran, 1989) a lo largo de los 3 años de estudio.

7.2.6.1 Índice de similitud de Jaccard

El índice de Jaccard (I_J) es un índice de similitud determinado a partir de datos cualitativos, es decir, a partir de la presencia o ausencia de especies en un determinado lugar, que nos permitirá comparar por un lado, la similitud existente entre las parcelas al inicio del ensayo (año 1995) y al final del ensayo (año 2005) cuando la cubierta arbolada se ha desarrollado (Tabla 32) y, por otro lado, la similitud existente entre aquellas parcelas establecidas bajo cubierta de conífera y de frondosa a lo largo de los tres años de estudio (Tabla 33). El intervalo de valores de este índice va de 0, cuando no hay especies compartidas entre ambos lugares, hasta 1 cuando los dos lugares tienen la misma composición florística (Moreno, 2001).

En la Tabla 32 se muestra el índice de Jaccard obtenido al evaluar los años iniciales y finales. Esto nos permite comparar dos usos del territorio diferenciados, es decir terreno agrícola y terreno forestal ya que el cambio de uso del territorio provoca modificaciones en la diversidad florística (Gustavsson *et al.*, 2007).

Marco	Pino			I_J
	a ₉₅	b ₀₅	c	
2x2	34	9	4	0,10
3x4	31	31	17	0,38

Marco	Abedul			I_J
	a ₉₅	b ₀₅	c	
2x2	34	29	14	0,28
3x4	35	32	17	0,34

Tabla 32. Índice de Jaccard (I_J) determinado para los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación establecidos, donde: a = especies presentes en las parcelas al inicio del ensayo (año 1995); b = especies presentes en las parcelas al final del ensayo (año 2005) y c = número de especies presentes en ambas situaciones.

Como ya se ha mencionado, el aumento de la cobertura limita el número de especies en el tiempo, probablemente debido a las relaciones de competencia entre el pasto herbáceo y el arbolado (Brewer, 1998). Sin embargo, el número de especies no es un parámetro que se vea afectado cuando la cobertura no es elevada, resultando, no obstante muy importante el cambio de especies que componen esa biodiversidad, que supone que sólo coincidan menos del 35% de las especies. Burel *et al.* (1998) señalan que la intensificación de un sistema puede no modificar o reducir la riqueza específica pero, si pueden modificarse las especies que las componen a través del reemplazo.

En la Tabla 33 se muestra el índice de Jaccard para los tres años de estudio y los dos marcos de plantación, en el caso de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación durante los dos primeros años estudiados el grado de similitud obtenido es muy elevado, un 74% de especies compartidas durante el primer año y un 86% durante el segundo año, lo que nos indica que el efecto de la cubierta arbolada sobre la composición del tapiz herbáceo aún no es importante pero durante el último año el grado de similitud entre ambos tipos de praderas se reduce al 23%, ya que, como hemos venido señalando, es cuando se produce una mayor reducción del número de especies presentes en las parcelas desarrolladas bajo cubierta de pino, debido al efecto de las condiciones de sombra. En este caso las especies coincidentes en ambos tipos de parcelas fueron las perennes *Senecio jacobaea* L., *Agrostis capillaris* L., *Dactylis glomerata* L., *Holcus lanatus* L., *Prunella vulgaris* L. y la bianual *Daucus carota* L., siendo importante la cobertura de musgo.

	1995				2000				2005			
Marco	a	b	c	I _j	a	b	c	I _j	a	b	c	I _j
2x2	34	34	29	0,74	27	27	25	0,86	9	29	7	0,23
3x4	31	35	28	0,74	26	26	23	0,79	31	32	29	0,85

Tabla 33. Índice de Jaccard (I_j) determinado para los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación establecidos, donde: a = especies presentes en las parcelas de pino; b = especies presentes en las parcelas de abedul y c = número de especies presentes en ambas parcelas.

En el caso de las parcelas implantadas a menor densidad, los resultados obtenidos muestran un aumento progresivo del grado de similitud.

Por otro lado, la proporción de especies anuales coincidentes en ambos tipos de parcelas fue de un 59, un 32 y un 0% en el caso de las establecidas a marco 2x2 y para los años 1995, 2000 y 2005, respectivamente, mientras que a marco 3x4 estos porcentajes fueron 61, 26 y 27%.

7.2.6.2 *Índice de reemplazo de especies: índice de Magurran (1988)*

Estos índices proporcionan un valor de diversidad beta basándose en datos cualitativos, es decir, presencia/ausencia de las especies (Moreno, 2001). Los resultados obtenidos para los dos tipos de cubierta arbolada se muestran en la Tabla 34.

	1995					2000					2005				
Marco	a	b	c	I _j	β	a	b	c	I _j	β	a	b	c	I _j	β
2x2	34	34	29	0,74	17,68	27	27	25	0,86	7,56	9	29	7	0,23	29,26
3x4	31	35	28	0,74	17,16	26	26	23	0,79	10,92	31	32	29	0,85	9,45

Tabla 34. Índice de Magurran (β) determinado para los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación, donde: a = especies presentes en las parcelas de pino; b = especies presentes en las parcelas de abedul; c = número de especies presentes en ambas parcelas e I_j = índice de Jaccard.

Con este índice el valor de la diversidad beta aumenta a medida que lo hace el número de especies en los dos lugares que se comparan y también cuando las especies se vuelven más diferentes entre lugares (Moreno, 2001).

En nuestro caso, y a la vista de los resultados mostrados en la Tabla citada anteriormente, vemos como durante los dos primeros años (1995 y 2000) se produce una disminución del índice de Magurran, ya que, como la propia definición del índice nos indica, el número de especies disminuye, aspecto que se mantiene, en el último periodo de estudio, año 2005, esta situación se mantiene en el caso de las parcelas

establecidas a marco 3x4, a pesar de que, como vemos en la Tabla, el número de especies presentes en los dos tipos de parcelas aumenta con respecto al periodo anterior (2000).

En cambio, el índice en las parcelas establecidas a marco 2x2 y para el último año de estudio es el mayor de los obtenidos, como consecuencia de la mayor diferencia de especies comunes entre ambos tipos de parcelas (7), volviendo a ponerse de manifiesto la gran diferencia existente entre las parcelas establecidas bajo cubierta de pino y abedul a densidades elevadas.

7.2.6.3 *Complementariedad*

El concepto de complementariedad se refiere al grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas (Colwell y Coddington, 1994). La complementariedad variará desde 0, cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies, hasta 1, cuando las especies de ambos sitios son completamente diferentes (Colwell y Coddington, 1994).

La Tabla 35 refleja los resultados obtenidos al calcular la complementariedad existente entre las parcelas establecidas bajo cubiertas de pino y de abedul para los tres periodos de estudio planteados. Según la definición de complementariedad, durante el año de establecimiento del sistema la composición florística sería muy similar en el caso de las parcelas desarrolladas a marco 2x2, y se mantendría así al cabo de cinco años, mientras que a los diez años el valor obtenido, próximo a la unidad, pondría de manifiesto que las parcelas bajo pino y abedul muestran una composición florística muy diferente.

En el caso de las parcelas establecidas a menor densidad de plantación, el grado de complementariedad entre ambos tipos de cubiertas arboladas, pino y abedul, se mantiene por debajo del valor medio (0,5) e incluso vemos como con el paso del tiempo y a medida que el sistema se va desarrollando, la composición florística de ambas cubiertas arboladas se va haciendo cada vez más similar. Esto se justifica por el hecho de que no existe variabilidad e escala parcela provocada por la diferente cubierta arbolada como ocurre a densidades elevadas. En general, y si comparamos lo que ocurre bajo la copa de pino y bajo la copa del abedul, veríamos que bajo el pino no hay prácticamente vegetación en aquellos años en los que no se podaba (por lo que la biodiversidad presente se debe atribuir a aquellas zonas no afectadas por la copa del árbol). Una vez que se poda el pino a marco de plantación 3x4 el área ocupada por la

copas es reducida, lo que permite la entrada de luz de forma perpendicular en esa área y hasta el pie del árbol hace que no se modifique la presencia de las diferentes especies. Esto contrasta con lo encontrado en zonas adehesadas con arbolado adulto, en donde el área ocupada por la copa, limita la entrada de luz a las zonas más próximas al árbol modificando así su biodiversidad. Si nos centramos en el abedul, el hecho de que sea arbolado joven y que la disposición de sus ramas no reduzca tanto la radiación incidente origina que la biodiversidad no se vea tan afectada. Probablemente, si la densidad forestal fuese más reducida y el arbolado de mayor edad, encontraríamos variaciones de la biodiversidad (Moreno *et al.*, 2007). En la otra situación tenemos a las áreas con mayor densidad en las que la radiación incidente se ve notablemente mermada, a pesar de la ejecución de una poda, que modifica grandemente la biodiversidad.

Marco 2x2							Marco 3x4						
	a	b	c	S _{AB}	U _{AB}	C _{AB}		a	b	c	S _{AB}	U _{AB}	C _{AB}
1995	34	34	29	39	0	0		31	35	28	38	10	0,26
2000	27	27	25	29	4	0,14		26	26	23	29	6	0,21
2005	9	29	7	31	24	0,77		31	32	29	34	5	0,15

Tabla 35. Complementariedad (C_{AB}) entre las parcelas bajo pino y abedul en los tres años de estudio y para los dos marcos de plantación establecidos, donde: a = especies presentes en las parcelas de pino; b = especies presentes en las parcelas de abedul; c = número de especies presentes en ambas parcelas; S_{AB} = riqueza total para ambas parcelas; U_{AB} = número de especies únicas en cada tipo de parcela.

Los resultados obtenidos vuelven a poner de manifiesto la existencia de un fuerte efecto del desarrollo de la cubierta arbolada y del temperamento de la especie arbórea establecida, ya que a mayor densidad de plantación el grado de disimilitud obtenido en ambos tipos de parcelas aumenta a medida que aumenta el desarrollo de la cubierta arbolada. Por otro lado, en el caso de las parcelas implantadas a menor densidad de plantación, aún después de diez años, la composición de especies bajo ambas cubiertas arboladas sigue siendo elevada. El mayor espaciamiento entre pies ha permitido que se mantengan unas condiciones de luminosidad en la parcela tales que permiten que aún después de diez años de desarrollo de la cubierta arbolada, las especies pratenses puedan desarrollarse convenientemente con independencia de la cubierta arbolada establecida de manera que, el grado de complementariedad entre ambas el muy elevado y por lo tanto la composición florística muy similar bajo la confiera y la frondosa.

Según Leps (2004) existen tres factores que limitan la riqueza de especies, los cuales se observan en este estudio. En primer lugar, *la adversidad del ambiente* entendida como que el aumento de la adversidad del ambiente reduce la tasa de supervivencia de las especies en una localidad. En este sentido, el aumento de la cobertura forestal limita la cantidad de luz que llega al pasto reduciéndose drásticamente el número de especies. El segundo factor está relacionado con *la competencia* que reduce el establecimiento de determinadas especies o bien provoca una exclusión competitiva. Esto es lo que ocurre en los primeros estadios del estudio en los que el aumento de la fertilidad nitrogenada del suelo, conduce a una mejora en el desarrollo de las especies gramíneas ocasionando una exclusión competitiva de las especies dicotiledóneas. Finalmente, existe la llamada *limitación del banco de especies*, es decir, especies que a pesar de ser capaces de sobrevivir en una comunidad no están presentes en el banco de semillas de especies de la localidad. Este es el caso que encontramos asociado al cambio de uso del territorio y en el que la modificación de las condiciones edáficas (incremento de la acidez del suelo) pero, sobre todo, la restricción en la cantidad de radiación incidente de forma tan acelerada, provoca que especies que podrían aparecer en estas situaciones (arbustivas o herbáceas) no se detecten en nuestro caso. Si pretendemos realizar una conservación de la biodiversidad *in situ* tal y como se nos señala en *Convenio sobre Diversidad Biológica* (CDB), lo lógico sería prever esta situación y añadir semillas de estas especies que si se asocian a estas situaciones de baja fertilidad y radiación incidente. Este aspecto además es de especial relevancia para la conservación del suelo y la reducción de la erosión.

A modo de **resumen**, y una vez evaluados todos los índices de biodiversidad estudiados, podemos señalar que la biodiversidad se ha visto negativamente influida tanto por el tipo de especie forestal establecida como por la densidad de plantación y el tipo de fertilización aplicado en la misma en distintos momentos del estudio. En el caso de la *diversidad alfa*, los índices determinados se asocian negativamente a las praderas que se ven sometidas a condiciones de limitación de radiación incidente como ocurre en las praderas desarrolladas bajo pinos establecidos a elevadas densidades de plantación.

Por otro lado, la aplicación de tratamientos de fertilización en las mismas, tanto fertilización orgánica como inorgánica, se traduce en un descenso de la *diversidad alfa*, descenso que se hace más evidente en el caso de las densidades elevadas de plantación y con independencia de la cubierta arbolada establecida. Esta respuesta

negativa a la fertilización se debe a que, dichos tratamientos favorecen el desarrollo de las especies de siembra, en nuestro caso el dactilo principalmente, provocando un desplazamiento del resto de especies herbáceas.

Por otro lado, la *diversidad beta* nos muestra que la composición florística de las praderas implantadas bajo cubierta de pino y de abedul coincide durante los primeros años de desarrollo del sistema en el caso de las praderas establecidas a mayor densidad de plantación pero, nuevamente, el efecto de la disminución de radiación incidente provocado por el mayor crecimiento de los pinos y el hecho de que se trate de especies de hoja perenne hace que, la diversidad beta se vea influida negativamente durante el último año cuando ésta especie forestal ha alcanzado un desarrollo importante. En cambio, en el caso de las menores densidades de plantación la composición florística no se ve afectada aún 10 años después de la implantación del sistema.

En nuestro estudio y desde un punto de vista práctico parece importante señalar que la modificación en el uso del territorio (de zona agrícola a forestal) que implique cambios en parámetros ecológicos tan importantes como es el caso de la radiación incidente en períodos reducidos de tiempo (10 años) provoca un descenso importante de la biodiversidad del sistema, ocasionado por la escasa adaptación de las especies presentes en la zona agrícola a condiciones de luminosidad limitada. En terrenos de monte, estas especies sí están presentes (*Agrostis curtisii* Kerguslen, *Erica* spp., *Daboecia cantabrica* (Huds.) K. Koch) lo que hace interesante que se aporten semillas de estas especies más adaptadas a terrenos forestales, si deseamos tener cubierto el suelo con vegetación y permitir el desarrollo de especies típicas de estos sotobosques. Este aspecto es de especial relevancia en áreas con pendiente, en las que la pérdida de suelo podría derivar de la reducida presencia de vegetación.

8. CARBONO

Para llevar a cabo la determinación de carbono en las diferentes partes del sistema en el último año de estudio (2005) se ha optado por estudiar únicamente aquellos tratamientos en los cuales el crecimiento del arbolado fue menor o mayor para así poder comparar ambas situaciones. Por lo tanto, de los veinticuatro tratamientos establecidos, estudiaremos únicamente ocho, siendo estos los que se muestran en la Tabla 36.

Marco 2x2				
	Menor diámetro		Mayor diámetro	
	Tratamiento	d(cm)	Tratamiento	d(cm)
<i>Pino</i>	M+Lp	12,38	L+Lp	16,52
<i>Abedul</i>	NF+Lp	4,15	L+Dg	6,29

Marco 3x4				
	Menor diámetro		Mayor diámetro	
	Tratamiento	d(cm)	Tratamiento	d(cm)
<i>Pino</i>	M+Dg	14,16	L+Lp	17,11
<i>Abedul</i>	NF+Lp	4,80	M+Dg	8,20

Tabla 36. Tratamientos seleccionados para la realización del balance de carbono.

8.1 Estrato arbóreo

Dentro de este apartado se ha procedido a la determinación del contenido de carbono tanto en la biomasa aérea de la cubierta arbolada (constituida por fuste, hojas, ramillas, ramas finas y ramas gruesas) como en la parte radical (Montero, 2005) y en las hojas caídas al suelo.

8.1.1 Biomasa aérea y radical del estrato arbóreo

Partiendo de los datos de diámetro normal medio del arbolado medidos en el último año de estudio (2005) para cada uno de los tratamientos objeto de este análisis, se ha procedido a la determinación del contenido de carbono en la parte aérea de la cubierta arbolada. Para ello, hemos empleado las ecuaciones obtenidas por Montero (2005) para plantaciones de *Pinus radiata* D. Don y *Betula* spp. Dichas ecuaciones nos permitieron para cada ejemplar (árbol) de las especies forestales obtener, tanto la biomasa aérea media (biomasa del fuste, biomasa de ramas >7 cm, biomasa de ramas 2-7 cm, biomasa de ramas < 2cm, hojas) como la biomasa radical media (Tabla 37).

			Fracción								
<i>Pinus radiata</i> D. Don			Biomasa aérea (Kg MS/pie)						Biomasa Radical (Kg MS/pie)		
Trat	d(cm)	Nºpies/ha	BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BA	TotalAérea	Br	Total	
M+Lp	12,38	2500	30,6	0,3	3,9	2,9	1,4	39,1	14,3	53,4	
L+Lp	16,52	2500	64,7	0,8	7,3	4,8	2,5	80,1	26,5	106,7	
M+Dg	14,16	833	43,4	0,5	5,3	3,7	1,8	54,6	19,0	73,7	
L+Lp	17,11	833	70,8	0,9	7,9	5,1	2,7	87,5	28,6	116,0	
			Fracción								
<i>Betula alba</i> L.			Biomasa aérea (Kg MS/pie)						Biomasa Radical (Kg MS/pie)		
Trat	d(cm)	Nºpies/ha	BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BH	TotalAérea	Br	Total	
NF+Lp	4,15	2500	3,0	0,0	1,0	0,7	0,3	5,1	1,7	6,8	
L+Dg	6,29	2500	8,4	0,0	2,5	1,5	0,7	13,1	3,9	17,0	
NF+Lp	4,80	833	4,3	0,0	1,4	0,9	0,4	7,1	2,3	9,3	
M+Dg	8,20	833	16,1	0,0	4,3	2,3	1,1	23,9	6,7	30,5	

Tabla 37. Valores de biomasa media para el año 2005, de las distintas fracciones (kg MS/pie), para cada ejemplar (árbol) de *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. establecidos a dos marcos de plantación para los tratamientos considerados (L: fertilización con lodo de industria láctea; M: fertilización mineral; NF: no fertilización; Dg: siembra de dactilo; Lp: siembra de raigrás) teniendo en cuenta su diámetro medio. Donde: BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas (pino); BH: biomasa de la hojas (abedul); Br: biomasa de la raíz.

A partir de la Tabla 37 encontramos que en las dos especies la mayor acumulación de biomasa se da en el componente aéreo, contribuyendo en poco el componente radical. No obstante hay que tener en cuenta que las ecuaciones de Montero sólo se incluyen aquellas raíces de más de 2 cm de diámetro, lo que podría incrementar el carbono en el suelo, en caso de ser incluidas las de menos de 2 cm a profundidades superiores a 15 cm. De hecho la relación entre el componente aéreo y el radical es de 3 a 1 y se incrementa a medida que se desarrolla la masa siguiendo las funciones descritas por Montero (2005). Es importante también tener en cuenta que en este tipo de sistemas es más estable el carbono acumulado en el suelo.

Como era esperable los resultados obtenidos reflejan un paralelismo entre el diámetro alcanzado y la biomasa obtenida, para ambos marcos de plantación, de los pies desarrollados bajo los tratamientos con mejores resultados. Se deduce por tanto que, con independencia del marco de plantación, la biomasa aérea de los pies del pino insigne es similar cuando se fertiliza con lodo de industria láctea (L) y la mezcla pratense es de raigrás (Lp) (106,7 kg MS/pie a marco 2x2 y 116,0 kg MS/pie a marco 3x4), lo que nos indica que en esta situación (lodo de láctea y mezcla de raigrás) no se produjo una limitación del crecimiento por los tratamientos aplicados. Como ya señalamos en su momento, por una parte el aporte de lodo mejora el crecimiento forestal como consecuencia del aumento de capacidad de retención de agua en el suelo (Rigueiro

Rodríguez *et al.* 2000) y por otra parte se produjo un mal establecimiento inicial de la especie pratense, reduciéndose la competencia del estrato herbáceo con los pies de pino. Sin embargo, existe una notable diferencia de la biomasa por pie de pino cuando evaluamos los tratamientos de peor crecimiento de la especie forestal, si se comparan las dos densidades de plantación, ya que el diámetro, y por lo tanto la biomasa, resultó ser mayor con densidades reducidas y cuando la mezcla pratense utilizada fue el dactilo (Dg), lo que nos señala que a elevadas densidades se el pino se encuentra negativamente influido por el tratamiento mineral. Este tratamiento mejora el desarrollo del raigrás provocando una disminución del crecimiento arbolado que se hace más visible a densidades elevadas.

En el caso del abedul, los tratamientos de no fertilización, con independencia del marco de plantación, muestran un diámetro similar y por lo tanto parecido contenido de biomasa. Sin embargo, en los tratamientos que favorecieron el desarrollo diametral de esta especie se observa una gran diferencia de acumulación de biomasa al comparar la fertilización mineral (M) con la aplicación de lodo (L), resultando esta especie muy favorecida por las densidades reducidas.

Teniendo en cuenta la densidad de plantación y la biomasa por pie previamente calculada, hemos estimado la biomasa por hectárea de cada una de las fracciones del árbol y su total para cada tratamiento estudiado (Tabla 38).

Biomasa Total (t MS/ha)										
<i>Pinus radiata</i> D. Don			Biomasa aérea						Biomasa Radical	
Trat	d(cm)	Nºpies/ha	BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BA	TotalAérea	Br	Total
M+Lp	12,38	2500	76,57	0,70	9,86	7,22	3,41	97,76	35,70	133,46
L+Lp	16,52	2500	161,72	2,03	18,31	12,08	6,22	200,36	66,27	266,63
M+Dg	14,16	833	36,17	0,38	4,39	3,06	1,50	45,50	15,87	61,36
L+Lp	17,11	833	58,99	0,77	6,57	4,29	2,23	72,85	23,81	96,65

Biomasa Total (t MS/ha)										
<i>Betula alba</i> L.			Biomasa aérea						Biomasa Radical	
Trat	d(cm)	Nºpies/ha	BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BH	TotalAérea	Br	Total
NF+Lp	4,15	2500	7,57	0,00	2,56	1,74	0,86	12,73	4,23	16,96
L+Dg	6,29	2500	21,10	0,00	6,16	3,66	1,78	32,70	9,76	42,46
NF+Lp	4,80	833	3,62	0,00	1,16	0,75	0,37	5,90	1,89	7,79
M+Dg	8,20	833	13,43	0,00	3,57	1,95	0,93	19,88	5,54	25,42

Tabla 38. Biomasa total arbórea (t MS/ha) para los tratamientos considerados de *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. en los dos marcos de plantación (L: fertilización con lodo de industria láctea; M: fertilización mineral; NF: no fertilización; Dg: siembra de dactilo; Lp: siembra de raigrás) teniendo en cuenta su diámetro medio. Donde: BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas (pino); BH: biomasa de la hojas (abetul); Br: biomasa de la raíz.

A partir de la biomasa media por hectárea estimamos el contenido de carbono correspondiente, multiplicando la biomasa total por un valor medio de 0,497 para pino y 0,485 para abedul (Montero, 2005) (Tabla 39).

carbono (t C/ha)											
<i>Pinus radiata</i> D.Don				Biomasa aérea						Biomasa Radical	
Año	Trat	d(cm)	Nºpies/ha	BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BA	TotalAérea	Br	Total
2005	M+Lp	12,38	2500	38,06	0,35	4,90	3,59	1,69	48,59	17,74	66,33
	L+Lp	16,52	2500	80,37	1,01	9,10	6,01	3,09	99,58	32,94	132,51
2005	M+Dg	14,16	833	17,97	0,19	2,18	1,52	0,75	22,61	7,89	30,50
	L+Lp	17,11	833	29,32	0,38	3,27	2,13	1,11	36,21	11,83	48,04

carbono (t C/ha)											
<i>Betula alba</i> L.				Biomasa aérea						Biomasa Radical	
Año	Trat	d(cm)	Nºpies/ha	BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BH	TotalAérea	Br	Total
2005	NF+Lp	4,15	2500	3,67	0,00	1,24	0,84	0,42	6,17	2,05	8,22
	L+Dg	6,29	2500	10,23	0,00	2,99	1,78	0,86	15,86	4,73	20,59
2005	NF+Lp	4,80	833	1,75	0,00	0,56	0,37	0,18	2,86	0,92	3,78
	M+Dg	8,20	833	6,51	0,00	1,73	0,95	0,45	9,64	2,69	12,33

Tabla 39. Carbono total en la masa arbórea (t /ha) los tratamientos considerados de *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. en los dos marcos de plantación (L: fertilización con lodo de industria láctea; M: fertilización mineral; NF: no fertilización; Dg: siembra de dactilo; Lp: siembra de raigrás) teniendo en cuenta su diámetro medio. Donde: BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas (pino); BH: biomasa de las hojas (abedul); Br: biomasa de la raíz.

Al comparar los dos tipos de cubierta arbolada, independientemente de la densidad de plantación, vemos como el contenido de carbono resulta mucho más elevado en el caso de los pinos, lo que se justifica por el mayor crecimiento de esta especie en comparación con el abedul y es reflejo de la gran diferencia existente en cuanto al diámetro medio alcanzado por el pino en comparación con el abedul (Villarino-Urtiaga, 1983; Dans del Valle *et al.*; 1999).

Si comparamos la diferencia de acumulación de carbono en la cubierta arbolada según el tratamiento aplicado, se observa como, en el caso del pino, los tratamientos que favorecieron su desarrollo implicaron un aumento de la cantidad de carbono acumulada del 50%, en el marco 2x2, y del 36% a marco 3x4, con respecto a aquellos en los cuales el desarrollo diametral de la especie ha sido menor. En el caso del abedul, este incremento se cifra en un 60% y un 69%, a marco 2x2 y 3x4, respectivamente.

En las parcelas de pino establecidas a densidades más elevadas, un aumento del diámetro medio de 4 cm ha implicado un incremento en el contenido de carbono en la cubierta arbolada de 66 t C/ha, mientras que, en las establecidas a menor densidad, un aumento diametral medio de 3 cm se traduce en un incremento de carbono en el componente forestal de 17 t C/ha. En el caso del abedul, un aumento del diámetro

medio de 2 cm implica un incremento en el contenido de carbono de 12 t C/ha en las densidades más altas, mientras que, en las densidades de plantación más bajas un incremento del diámetro medio de 3 cm implica una variación en el contenido de carbono de 8 t C/ha. El efecto de la densidad forestal, en función de diferentes regímenes de claras, sobre la capacidad de secuestro de carbono en masas de pino radiata ha sido descrita por Balboa-Murias *et al.* (2006) en el que se señala que existe una mejora de la capacidad de secuestro de carbono de entre un 9 y un 12% a favor de las densidades más altas a la edad de 20 años. La diferencia de secuestro de carbono entre densidades es notablemente más elevada en nuestro caso, quizás porque a los 20 años existe una clara competencia entre pies que limita el aumento de secuestro de carbono por pie y por unidad de superficie. No obstante, en nuestro caso esto no ocurre porque estamos hablando de masas más jóvenes.

Por otro lado, la acumulación media anual de C en el caso del *Pinus radiata* se situaría entre 6,6 y 13,2 t C/ha, en el caso de los tratamientos establecidos a marco 2x2, y entre 3 y 4,8 t C/ha para los tratamientos implantados a marco 3x4. Estudios realizados en Galicia en plantaciones de *Pinus radiata* sobre antiguos terrenos agrícolas cifran la acumulación media anual de C en 5,7 t/ha (Pérez-Cruzado *et al.*, 2006) mientras que en plantaciones adultas de *Pinus radiata* sobre terrenos de monte dicha acumulación media anual se cifra entre 3,9 y 5,5 t C/ha (Merino *et al.*, 2003, 2005), datos similares a los obtenidos en nuestro caso a menores densidades de plantación, pero muy inferiores a las observadas con la densidad de 2500 pies/ha. En general, el marco de plantación utilizado en plantaciones de Galicia para el pino insigne es de 2x3, 2,5x3, 3x4 (Dans del Valle *et al.*; 1999), poniéndose de manifiesto en los datos contrastados la fuerte relación entre la densidad forestal y el secuestro de carbono. Estos autores, también señalan que la mejora de la calidad de estación incrementa la capacidad de secuestro de carbono por el componente forestal.

En general podemos decir que, a medida que se incrementa la densidad de plantación, se ve aumentada la capacidad de acumular carbono por parte del estrato arbóreo. Esto parece claro cuando no existen limitaciones en relación a la competencia forestal intraespecífica. Sin embargo, este efecto podría tener el límite que se produce cuando la competencia entre pies es tan elevada que el crecimiento del arbolado se ve fuertemente afectado, lo que puede compensar el aumento de la densidad. Este aspecto puede verse si comparamos la densidad elevada y la reducida de abedul, cuando no se fertiliza en el primer caso, y cuando se fertiliza en el segundo. Este diferente

comportamiento entre el pino y el abedul puede explicarse por la diferente capacidad de ambas especies para extraer nutrientes del suelo, y por tanto su sensibilidad a la competencia intraespecífica.

8.1.2 Hojarasca

Dentro del estrato arbóreo, además de determinar el contenido de carbono en la parte aérea y radical, se tuvieron en cuenta las aportaciones de carbono que se producen por efecto de la rotura e incorporación de las acículas caídas al suelo. Para ello, se utilizaron los datos de contenido en acículas procedentes de los resultados de relación porcentual de las acículas dentro de la biomasa cosechada y la producción total de esa biomasa correspondientes al último año de ensayo (2005). Para determinar la concentración de carbono en las acículas se multiplicó por el factor 0,49 establecido por Gómez-Rey (2002). En el caso del abedul no consideramos esta fracción por ser muy reducida la proporción de hoja obtenida en el suelo en los diferentes muestreos realizados. Por otra parte, hay que tener en cuenta que la hojarasca del abedul es un componente muy móvil en el sistema debido a que es una especie caducifolia y ha sido incluida en la biomasa aérea del árbol y en el material senescente del pasto.

El contenido medio de carbono de las acículas presentes sobre el suelo del sistema silvopastoral fue de 3,15 y 2,91 t C/ha en las parcelas establecidas a marco 2x2 y para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, mientras que en el caso de los sistemas silvopastorales implantados a marco 3x4 fue de 1,12 y 2,00 t C/ha para los mismos tratamientos (Tabla 40), por lo que vemos que, al igual que sucedía con la biomasa aérea, la capacidad de acumulación de las acículas en el suelo depende de la densidad, al incrementarse con ella.

<i>Pinus radiata</i> D.Don		<i>Acículas caídas</i> (t MS/ha)	t C/ha
Trat	Nºpies/ha		
M+Lp	2500	6,43	3,15
L+Lp	2500	5,94	2,91
M+Dg	833	2,28	1,12
L+Lp	833	4,09	2,00

Tabla 40. Contenido de carbono en acículas caídas al suelo durante el último año de estudio, en los dos marcos de plantación y para los tratamientos considerados: M: fertilización mineral, L: fertilización con lodo, Dg: siembra de dactilo y Lp: siembra de raigrás.

Por lo tanto, el porcentaje de carbono acumulado en las acículas caídas al suelo se cifraría en un 4,5 y 2,1% del C total fijado en el estrato arbóreo a marco 2x2 y para cada uno de los tratamientos estudiados y en un 3,5 y 4,0% a marco 3x4, proporciones similares a las obtenidas por Balboa [w2](2005) (4,2-6,7%). Por otro lado, la tasa anual de acumulación de carbono en el mantillo en plantaciones de pino insigne sobre terreno agrícola (Pérez-Cruzado *et al.*, 2006) se cifra en 1,53 t C/ha año y en 0,82 t C/ha año en terreno de monte (Merino *et al.*, 2003) superiores a las mostradas en nuestros sistemas (0,30 t C/ha año a marco 2x2 y 0,1 y 0,2 t C/ha año a marco 3x4) esto puede explicarse porque tal y como señalan dichos autores hasta los 10 años de edad de la plantación no empieza a producirse acumulación de mantillo en el sistema. Es por tanto necesario recordar que en nuestro caso, dicha acumulación comienza a producirse a partir del año 2000 en el caso de los sistemas establecidos a marco 2x2 debido a que es cuando se produce la tangencia de copas en el mismo, mientras que en el caso de las menores densidades de plantación, dicha tangencia aún no se ha alcanzado (año 2005).

||

[w3] **A modo de resumen** del estrato arbóreo se muestran unos esquemas en los que exponemos los resultados obtenidos al calcular el contenido de carbono en las diferentes cubiertas arboladas estudiadas y para los distintos tratamientos aplicados (Figura 43).

Como ya hemos mencionado, es importante tener en cuenta que el cambio de uso del territorio o el manejo afecta al balance de carbono del sistema y por tanto a la contabilidad del carbono a escala global. La introducción de una masa arbolada en un terreno agrícola incrementa el secuestro de carbono de forma importante. Este aumento depende de la densidad, viéndose favorecida por esta. Teniendo esto último en cuenta parece que si se realizan plantaciones cuyo objetivo principal sea la máxima producción por unidad de superficie, deben utilizarse elevadas densidades, lo que contribuiría a aumentar la capacidad de secuestro de carbono del sistema. No obstante también es importante señalar, que los aprovechamientos realizados en masas a elevadas densidades suelen tener un turno más reducido que los que implican producir madera de calidad, lo que provocaría una pérdida temprana de carbono al realizarse la tala. Así la deforestación puede provocar pérdidas de carbono en suelo del sistema durante los 10 primeros años de la plantación (Paul *et al.*, 2002) en masas de *Pinus radiata*, incrementándose su capacidad de sumidero de carbono a partir de ese año. No obstante, la relación en el cambio de uso del territorio y su capacidad de secuestro de carbono

dependerá también del punto de referencia con el que se compare. Así, en sistemas agroforestales en los que el componente agrícola a reducida densidad o con especies forestales compatibles con la producción de pasto, como es el caso del abedul en comparación con el pino, la capacidad de actuación como insumos de carbono es mayor que en terreno dedicado exclusivamente a aprovechamiento ganadero.

Finalmente, es interesante resaltar que el riesgo de incendios en masas forestales con elevadas densidades es mayor que en plantaciones establecidas a baja densidad con un estrato herbáceo. Uno de los mayores problemas con los que se encuentran las masas forestales de nuestra comunidad son los incendios forestales. Cuando la masa forestal se ve afectada por un incendio la biomasa acumulada se consume y el ecosistema forestal pasa de ser fijador a emisor de carbono. Los principales productos de la quema de biomasa son el CO₂ y el vapor de agua y, aunque en menores cantidades, se producen otras partículas y gases, incluyendo productos de combustión incompleta (CO) y derivados de nitrógeno y azufre. Simultáneamente a la emisión de Gases de Efecto Invernadero los incendios forestales pueden crear un almacén de carbono muy estable (carbón vegetal y carbonilla), pero también es presumible el incremento posterior de emisiones en la zona afectada como efecto secundario del incendio, en comparación con las zonas no afectadas (Valero *et al.*, 2007). Estos autores realizaron un estudio sobre las emisiones de CO₂ procedentes de los incendios ocurridos en el verano de 2006 en la provincia de Pontevedra donde se quemaron un total de 27.000 ha de masa arbolada lo que supuso unas emisiones de CO₂ a la atmósfera de 938,47 t/ha. Ahora bien, sí resultan imprescindibles en nuestras condiciones climáticas, para evitar que buena parte del carbono fijado (en biomasa y primeros centímetros del suelo) sea devuelto a la atmósfera por combustión. A este respecto, numerosos estudios muestran como la utilización de sistemas silvopastorales favorecen la reducción del riesgo de incendios ya que, el ganado empleado (Cabras, caballos, ovejas y vacas) actúan controlando la vegetación leñosa y favoreciendo el encespedamiento del sotobosque (Silva-Pando, 1988; Rigueiro-Rodríguez, 1992, 1997, 1999, 2000; Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2005).^[w5]

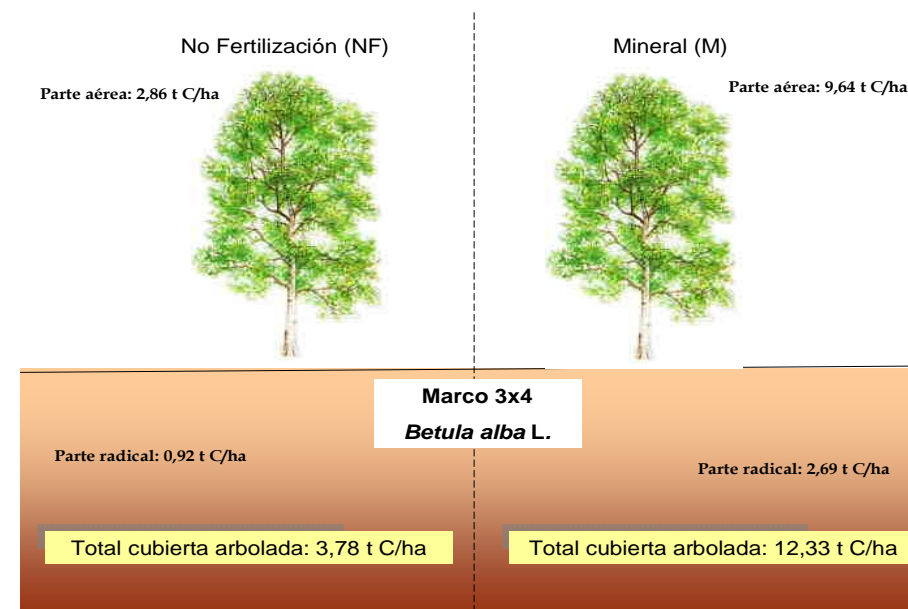
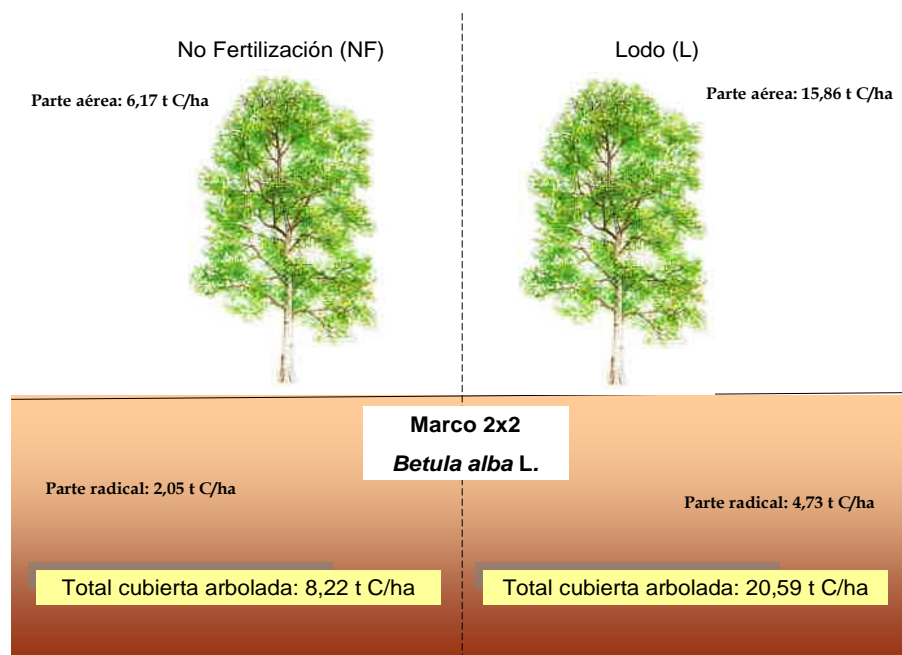
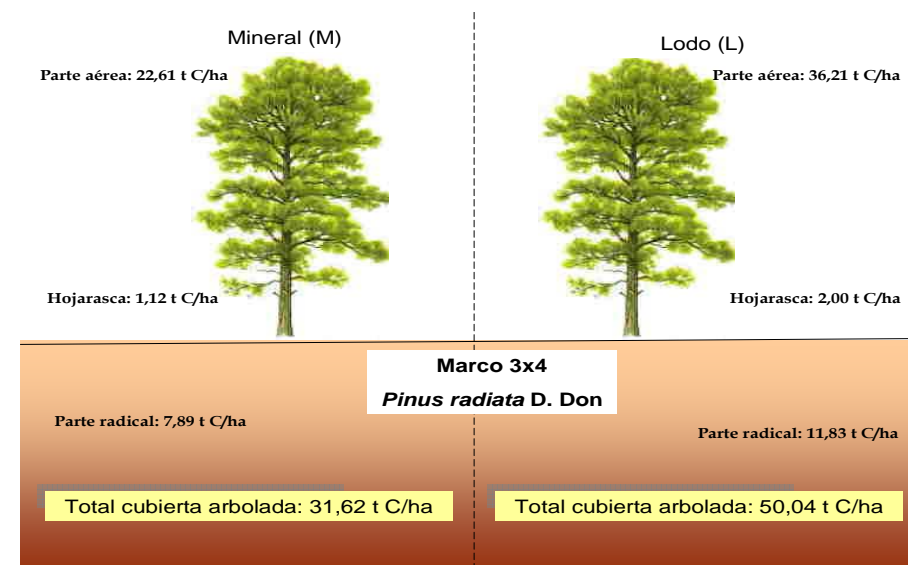
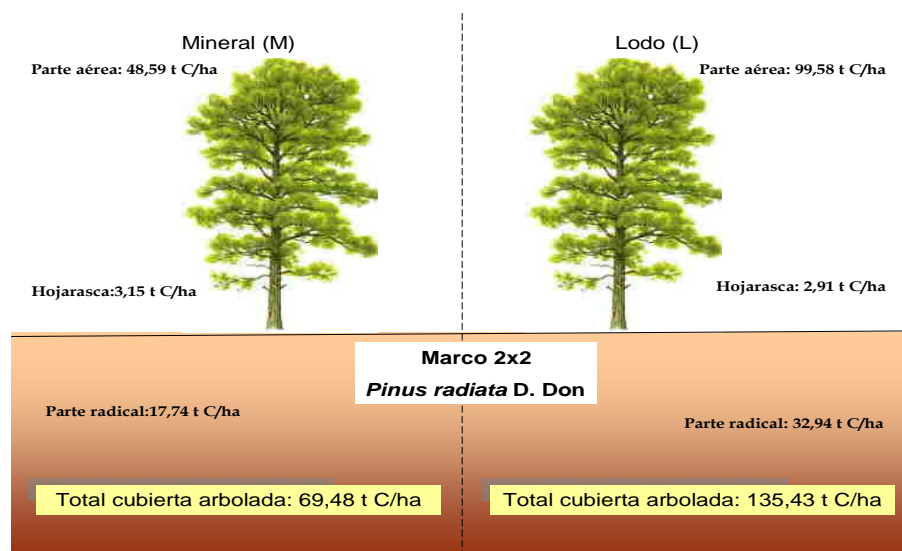


Figura 43. Esquema del contenido de carbono (t C/ha) en las diferentes partes del estrato arbóreo para *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. establecidos a marco de plantación 2x2 y 3x4. Donde: L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral (M); y NF: no fertilización.

8.2 Contenido de carbono en suelo

La acumulación del C en los ecosistemas terrestres tiene lugar tanto en el suelo como en la vegetación. En Galicia, zona húmeda y de suelos ácidos, no es importante la acumulación de carbono inorgánico en los suelos, por lo que su incorporación al suelo se realiza fundamentalmente por vía orgánica, a través de relaciones suelo-planta y de los posibles aportes de materia orgánica alóctona (Macías *et al.* 2005).

Los resultados de carbono edáfico correspondientes al último año de estudio, año 2005, fueron, a marco 2x2, del 5,19 y 5,30 % para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, bajo cubierta de pino y, del 6,65 y 6,96% bajo cubierta de abedul y no fertilización (NF) y fertilización orgánica (L), respectivamente.

Realizando los cálculos oportunos obtenemos un contenido de carbono en el suelo de nuestras parcelas de 182,48 t C/ha en el tratamiento de fertilización mineral (M) y 202,26 t C/ha en el tratamiento de fertilización con lodo (L), ambos bajo cubierta de pino, y 182,80 y 191,26 t C/ha bajo cubierta de abedul en los tratamientos estudiados (NF y L respectivamente).

En el caso de los sistemas establecidos a menor densidad de plantación, los contenidos de carbono fueron del 4,74% bajo los dos tratamientos de pino estudiados. En el suelo de las parcelas implantadas bajo abedul el contenido de carbono obtenido fue del 6,61 y 4,94% para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización mineral (M), respectivamente. Estos porcentajes de carbono equivalen a 130,48 t C/ha para las parcelas de pino y 181,69 t C/ha y 135,90 t C/ha en las de abedul para los tratamientos citados anteriormente (Figura 44).

En el momento de la instalación del sistema, el contenido de carbono en el suelo era del 4,66%, lo que equivale a 128,15 t C/ha. Como vemos, se ha producido una acumulación de C en el suelo del sistema independientemente de los tratamientos aplicados en el mismo y de la cubierta arbolada establecida después de 10 años.

Por otro lado, Conant *et al.* (2001) estimaron un contenido de carbono en suelos de pradera de 192 t C/ha, superiores a los encontrados en nuestro caso en el momento de la instalación del sistema (128,15 t C/ha), ya que se tratan de praderas permanentes. Nuestros resultados encajan mejor con los de Macías *et al.* (2001) para los suelos forestales de Galicia de tipo Umbrisol en los que se estima un valor del contenido de C entre 125-187,5 t/ha, cifras del orden de las obtenidas en nuestros sistemas en el año 2005.

[w6] Como ya se ha comentado en el apartado dedicado a materia orgánica en suelo, aquellas parcelas en las cuales se ha establecido pino a una densidad de plantación más elevada son las que han reflejado una mayor tasa de acumulación de materia orgánica a partir del momento en el que se produce la tangencia de copas en las mismas (año 2000) debido a la limitación, que dicha tangencia, provoca sobre la incidencia de luz en el suelo lo que implica una disminución de los procesos de mineralización en las mismas, disminución que a su vez, se ve acrecentada por la acidificación producida en las mismas (Post y Kwon, 2000). Como han señalado varios autores, el microclima del suelo se ve modificado por el cambio de uso del territorio (Myers *et al.*, 1996; Paul *et al.*, 2002). Así en general los suelos son más secos y frescos bajo la copa de los árboles que en zonas de pasto abierto debido al efecto de la sombra y a las mayores tasas de transpiración. Esto provoca una reducción de la tasa de descomposición tras una reforestación. Pero además el aporte de N al suelo, realizado con la fertilización mineral en comparación con el tratamiento de no fertilización provoca una disminución de la cubierta arbolada (por lo tanto de la incorporación de carbono al suelo) y una disminución de la relación C/N que produce un aumento de la mineralización y por tanto una disminución del C en el suelo (Post y Kwon, 2000).

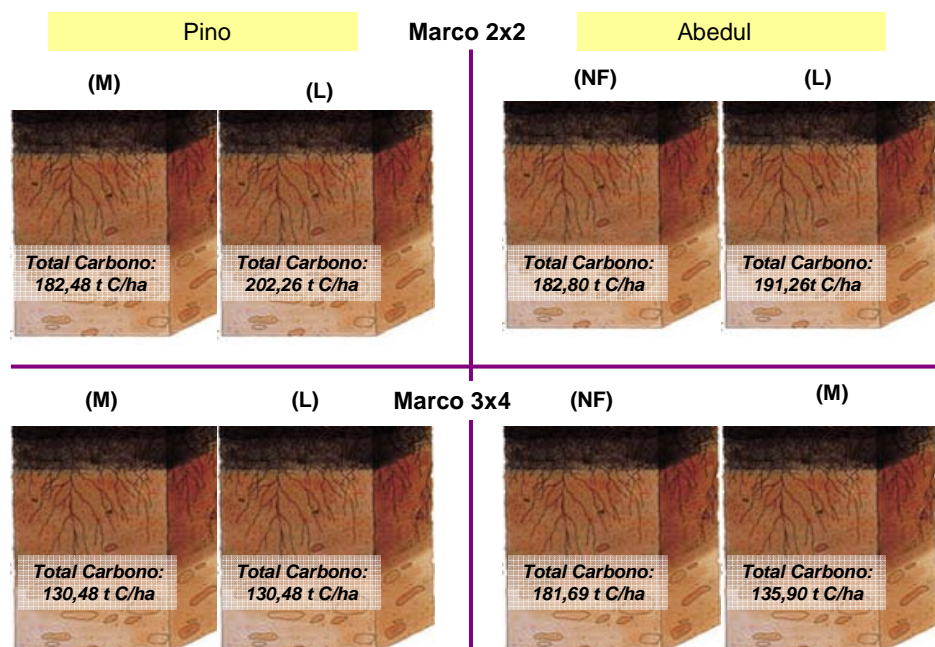


Figura 44. Contenido de carbono en el suelo (año 2005), en t/ha, en las parcelas establecidas bajo cubierta de pino y abedul a marco de plantación 2x2 y 3x4. Donde: L: fertilización con lodo, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

En resumen, la reforestación de tierras agrícolas provoca un incremento del secuestro de carbono en el suelo, que se ve afectado por la densidad y tipo de cubierta arbolada, que modifica los procesos de incorporación de carbono al suelo, a través de la variación de la tasa de mineralización del aporte de la materia orgánica realizada a partir del estrato aéreo.

8.3 Estrato herbáceo

8.3.1 Parte aérea

El contenido de carbono total en la parte aérea del pasto cosechado durante el año 2005 para el marco de plantación 2x2, resultó ser, 0,35 y 0,40 t C/ha en las parcelas establecidas bajo cubierta de pino para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, y de 1,89 t C/ha y 2,63 t C/ha en las parcelas desarrollada bajo cubierta de abedul para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización con lodo (L), respectivamente. Para las parcelas establecidas a menor densidad de plantación, el contenido de carbono en el pasto fue de 1,34 y 0,68 t C/ha bajo cubierta de pino y para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, y de 1,49 y 2,42 t C/ha en el pasto desarrollado bajo abedul no fertilizado (NF) y fertilizado inorgánicamente (M), respectivamente (Tabla 41).

Gordon *et al.*, 2005 obtiene en sistemas silvopastorales mayores contenidos de carbono en la parte aérea del pasto (7,89 t C/ha) que los obtenidos en nuestros sistemas, una explicación a esta gran diferencia en fijación de C por parte del estrato herbáceo se debe a que su densidad de plantación es muy inferior (111 pies/ha) y por lo tanto su producción pascícola es mayor. Por lo tanto, hay una clara relación negativa entre la capacidad de secuestrar carbono por la parte herbácea del sistema silvopastoral y la densidad forestal. No obstante, en el conjunto global del sistema la contribución del pasto como sumidero de carbono es muy inferior a la del arbolado.

La capacidad de secuestro de carbono de las praderas suele ser mayor que la de los cultivos arables, lo que se explica porque en este último caso el laboreo del suelo favorece el aumento de la tasa de mineralización. Esto hace que los sistemas silvopastorales acumulen más carbono que los silvoarables.

<i>Pinus radiata</i> D. Don		Época de pastoreo					Época de estabulación					
Trat	N°pies/ha	Prod-pasto tMS/ha	Pastoreo días/año	Consumo KgMS/oveja día	CG ₁ ovejas/ha	Estabulación días/año	Consumo KgMS silo/oveja día	Necesidades de silo tMS de silo/ha año	Prod-silo tMSsilo/haaño	Supf-ensilado ha	CG ovejas/ha	Estrato herbáceo total Pasto+Silo (tMS/ha)
M	2500	0,56	210	1,74	2	150	0,75	0,23	7,096	0,032	2	0,79
L	2500	0,65			2			0,23		0,032	2	0,88
M	833	2,28	210	1,74	6	150	0,75	0,68	7,096	0,095	5	2,96
L	833	1,17			3			0,34		0,047	3	1,51
											t C/ha	
											0,35	
											0,40	

<i>Betula alba</i> L.		Época de pastoreo					Época de estabulación					
Trat	N°pies/ha	Prod-pasto tMS/ha	Pastoreo días/año	Consumo KgMS/oveja día	CG ₁ ovejas/ha	Estabulación días/año	Consumo Kg MS silo/oveja día	Necesidades de silo t MS de silo/ha año	Prod de silo KgMSsilo/haaño	Supf-ensilado ha	CG ovejas/ha	Estrato herbáceo total Pasto+Silo (tMS/ha)
NF	2500	3,16	210	1,74	9	150	0,75	1,01	7,096	0,14	8	4,17
L	2500	4,48			12			1,35		0,19	10	5,83
NF	833	2,52	210	1,74	7	150	0,75	0,79	7,096	0,11	6	3,31
M	833	4,11			11			1,24		0,17	9	5,35
											t C/ha	
											1,89	
											2,63	

Tabla 41. Determinación del contenido de carbono en la parte aérea del estrato herbáceo (pasto + silo) necesario en función de la carga ganadera de cada tratamiento estudiado. Donde: Prod-pasto: producción de pasto en el año 2005; CG₁: carga ganadera determinada en función de la producción de pasto del año 2005; Prod-silo: producción de silo; Supf-ensilado: superficie destinada a ensilado; CG: carga ganadera general del sistema.

8.3.2 Parte radical

El contenido de carbono presente en las raíces, sin hacer distinción entre raíces finas del arbolado y raíces del pasto, se muestra en la Figura 45. A partir de las muestras de suelo hemos obtenido una relación *Raíz/Parte aérea* de un 32,37%, proporción que nos ha permitido estimar, a partir de las necesidades de pasto (pasto durante el pastoreo + pasto para ensilado) en cada uno de los años y tratamientos estudiados, la biomasa radical presente en nuestras parcelas y, determinar el contenido en carbono de las raíces superficiales, que se estima en un 49,67% (Gordon *et al.*, 2005).

Durante el último año de estudio, 2005, el contenido de carbono en la biomasa radical de las diferentes parcelas estudiadas se cifra en 0,13 y 0,14 t C/ha bajo cubierta de pino a marco 2x2 y para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodos (L), respectivamente, y 0,67 y 0,94 t C/ha bajo cubierta de abedul a la misma densidad y para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización con lodo (L), respectivamente. A menor densidad de plantación los resultados fueron 0,48 y 0,24 t C/ha bajo cubierta de pino y para los dos tratamientos fertilización inorgánica y orgánica, respectivamente y 0,53 y 0,86 t C/ha bajo cubierta de abedul y para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización mineral (M), respectivamente (Tabla 42).

<i>Pinus radiata</i> D. Don		Estrato herbáceo total	Raíces	
Trat	Nºpies/ha	Pasto+Silo (t MS/ha)	t MS/ha	t C/ha
M	2500	0,79	0,26	0,13
L	2500	0,88	0,29	0,14

M	833	2,96	0,96	0,48
L	833	1,51	0,49	0,24

<i>Betula alba</i> L.		Estrato herbáceo total	Raíces	
Trat	Nºpies/ha	Pasto+Silo (t Ms/ha)	t MS/ha	t C/ha
NF	2500	4,17	1,35	0,67
L	2500	5,83	1,89	0,94

NF	833	3,31	1,07	0,53
M	833	5,35	1,74	0,86

Tabla 42. Contenido de carbono (t C/ha) en la parte radical de los distintos tratamientos estudiados.

Al igual que sucedía con la parte aérea de la pradera desarrollada en un sistema silvopastoral Gordon *et al.*, (2005) obtienen un mayor contenido en C (2,48 t /ha) en las raíces del pasto establecido en un sistema silvopastoral que el encontrado en nuestros

sistemas. Esto puede explicarse, por un lado, porque en nuestro caso la producción de pasto en los diferentes sistemas evaluados es muy inferior a la obtenida por dicho autor, debido a la diferente densidad de plantación establecida en su experiencia (111 pies/ha), y por otro lado porque en nuestro caso la relación Raíz/Parte aérea obtenida fue de un 32,37% frente al 46,13% obtenido por los autores citados, diferencia que puede justificarse por el mayor peso de las raíces del pasto frente a las raíces finas del arbolado (Gordon *et al.*, 2005).

Por lo tanto, el contenido total de carbono en el estrato herbáceo de los diferentes tratamientos estudiados fue de 0,48 y 0,54 t C/ha en las parcelas sembradas bajo cubierta de pino a marco 2x2 y para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, y 2,56 y 3,57 t C/ha bajo cubierta de abedul con el mismo marco de plantación y para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización con lodo (L), respectivamente. A menor densidad de plantación los contenidos de carbono se cifran en 1,82 y 0,92 t C/ha en las parcelas establecidas bajo pino y fertilizadas con abono mineral (M) y con lodo (L), respectivamente, y 2,02 y 3,28 t C/ha bajo cubierta de abedul no fertilizadas (NF) y fertilizadas con abono mineral (M), respectivamente (Figura 45).

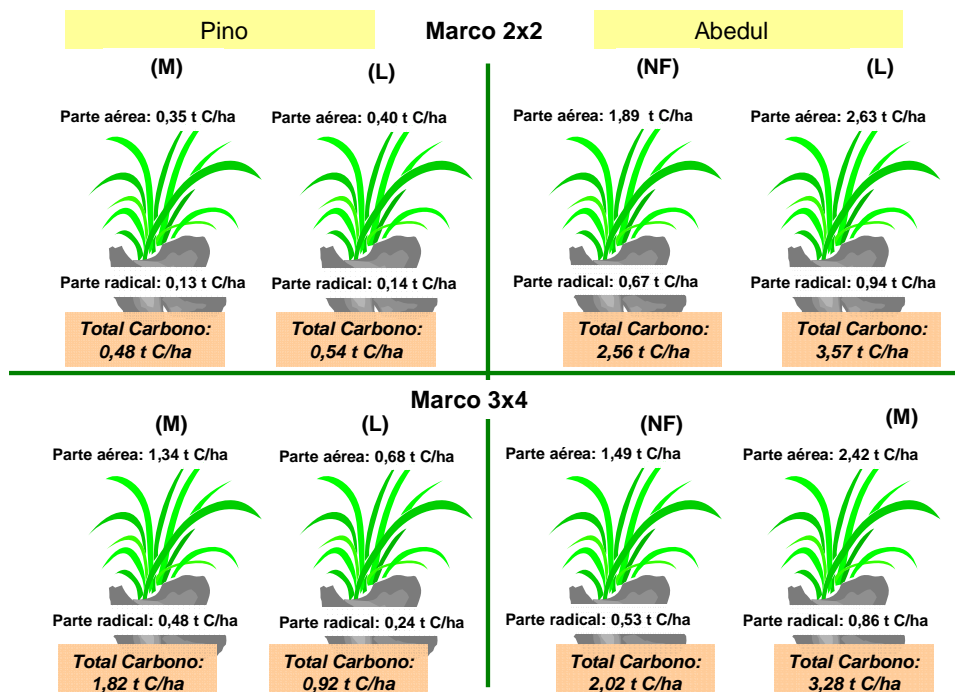


Figura 45. Contenido de carbono total (t C/ha) en el estrato herbáceo de los diferentes tratamientos evaluados establecidas bajo cubierta de pino y abedul a marco de plantación 2x2 y 3x4. Donde: L: fertilización con lodo, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

En cuanto al efecto del marco de plantación sobre el contenido de carbono en pasto, los resultados reflejan un efecto claro ya que, en el caso de la conífera, la mayor fijación de C se asocia con el marco de plantación más amplio, como es lógico debido a la mayor producción pascícola. En el caso de los sistemas establecidos con la frondosa ocurre lo contrario, asociándose la mayor fijación de carbono con los menores marcos de plantación debido al menor desarrollo de la cubierta arbolada y a la menor interceptación de la radiación solar por el arbolado. Como era de esperar, la fijación de carbono por el estrato herbáceo fue mayor en los sistemas establecidos bajo cubierta de frondosa debido al menor desarrollo de dicha cubierta y por lo tanto, a la menor competencia ejercida entre árbol-pasto.

8.4 Estimación de las emisiones del ganado

En este apartado y a partir de la carga ganadera considerada para cada uno de los sistemas estudiados procederemos a estimar las emisiones equivalentes de CO₂ procedentes del manejo del ganado, según la metodología recogida en el IPCC (1996). Se estimarán en primer lugar las emisiones de CH₄ y después las emisiones de N₂O para determinar luego los equivalentes en CO₂ procedentes del manejo del ganado.

8.4.1 Carga ganadera del sistema

En la Tabla 43 se muestra la carga ganadera general estimada en cada uno de los tratamientos estudiados basados en la producción de pasto. Los sistemas que se han establecido bajo cubierta de abedul, en los cuales el desarrollo de la cubierta arbolada es más lento que el mostrado en el caso de los pinos, son los que, diez años después del establecimiento del sistema, permiten mantener una carga ganadera superior.

<i>Pinus radiata</i> D. Don		CG
Trat	Nºpies/ha	ovejas/ha
M	2500	2
L	2500	2

M	833	5
L	833	3

<i>Betula alba</i> L.		CG
Trat	Nºpies/ha	ovejas/ha
NF	2500	8
L	2500	10

NF	833	6
M	833	9

Tabla 43. Carga ganadera estimada (año 2005) en las parcelas establecidas bajo cubierta de pino y abedul a marco de plantación 2x2 y 3x4. Donde: L: fertilización con lodo, M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

8.4.2 Estimación de las emisiones de metano (CH_4)

Las emisiones de metano por parte del ganado según el IPCC (1996) van a depender del tipo, edad y peso del animal y de la cantidad y calidad del forraje. Para obtener las emisiones de metano (CH_4) procedentes del ganado es necesario, por un lado, calcular las emisiones derivadas de la *fermentación entérica* (E_{fer}) y por otro las emisiones procedentes del *manejo del estiércol* (E_{est}).

~ La estimación de las emisiones de metano procedente de la *fermentación entérica* (E_{fer}) en nuestro estudio es de 10 kg/ha bajo cubierta de pino a marco 2x2, para los dos tratamientos de fertilización evaluados, y 40 y 50 kg/ha bajo cubierta de abedul al mismo marco de plantación, para las parcelas no fertilizadas (NF) y las fertilizadas con lodo (L), respectivamente. En las parcelas establecidas a marco 3x4 bajo cubierta de pino estas emisiones fueron 25 y 15 kg/ha para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, mientras que bajo cubierta de abedul se cifraron en 30 y 45 kg/ha para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización inorgánica (M), respectivamente (Tabla 44).

<i>Pinus radiata</i> D. Don		CG	F _{fer} (IPCC,1996)	<i>E_{fer}</i>
Trat	Nºpies/ha	ovejas/ha	Kg CH ₄ /cabeza año	(Kg CH ₄ /ha)
M	2500	2	5	10
L	2500	2		10

M	833	5	5	25
L	833	3		15

<i>Betula alba</i> L.		CG	F _{fer} (IPCC,1996)	<i>E_{fer}</i>
Trat	Nºpies/ha	ovejas/ha	Kg CH ₄ /cabeza año	(Kg CH ₄ /ha)
NF	2500	8	5	40
L	2500	10		50

NF	833	6	5	30
M	833	9		45

Tabla 44. Estimación de las emisiones de CH_4 procedentes de la fermentación entérica (E_{fer}) para cada uno de los tratamientos estudiados. Donde: CG: carga ganadera del sistema; F_{fer} : factor de emisión para el ganado ovino (IPCC; 1996); L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

~ Por otro lado, la estimación de la emisión de metano procedente del *manejo del estiércol* (E_{est}) es de 0,18 kg/ha bajo cubierta de pino a marco 2x2 para los dos tratamientos de fertilización evaluados y 0,72 kg/ha y 0,90 kg/ha para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización con lodo (L), respectivamente, en las parcelas desarrolladas bajo cubierta de abedul a la misma densidad. A marco 3x4, estas

emisiones fueron de 0,45 y 0,27 kg/ha bajo cubierta de pino y 0,54 y 0,81 kg/ha bajo abedul para los tratamientos estudiados (Tabla 45).

<i>Pinus radiata</i> D. Don		CG	Fest (IPCC,1996)	Días establo/año	<i>Eest</i> (Kg CH ₄ /ha)
Trat	Nºpies/ha	ovejas/ha	Kg CH ₄ /cabeza año	%	
M	2500	2	0,22	41	0,18
L	2500	2			0,18

M	833	5	0,22	41	0,45
L	833	3			0,27

<i>Betula alba</i> L.		CG	Fest (IPCC,1996)	Días establo/año	<i>Eest</i> (Kg CH ₄ /ha)
Trat	Nºpies/ha	ovejas/ha	Kg CH ₄ /cabeza año	%	
NF	2500	8	0,22	41	0,72
L	2500	10			0,90

NF	833	6	0,22	41	0,54
M	833	9			0,81

Tabla 45. Estimación de las emisiones de CH₄ procedentes del manejo del estiércol (Eest) para cada uno de los tratamientos estudiados. Donde: CG: Carga ganadera del sistema; Fest: factor de emisión (IPCC; 1996); L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

Las **emisiones totales de metano (CH₄)** procedentes del manejo del ganado durante el último año de estudio (2005) se cifran, por lo tanto, en 10,18 kg/ha bajo cubierta de pino a marco 2x2 para los dos tratamientos estudiados y 40,72 kg/ha y 50,90 kg/ha en las parcelas sembradas bajo cubierta de abedul establecidas con el mismo marco de plantación no fertilizadas (NF) y fertilizadas orgánicamente (L), respectivamente. En las parcelas repobladas a menor densidad de plantación las emisiones totales de metano fueron 25,45 y 16,27 kg/ha bajo cubierta de pino y 30,54 y 45,81 kg/ha bajo cubierta de abedul para los tratamientos estudiados en ambos casos.

Como es lógico, habrá una mayor emisión de metano en aquellos tratamientos que permiten una mayor carga ganadera, es decir en los de mayor producción de pasto.

El equivalente de CO₂ procedente del manejo del ganado durante el último año de estudio en las parcelas implantadas a marco 2x2 bajo cubierta de pino, en los dos tratamientos de fertilización evaluados, fue de 0,21 t/ha, y bajo cubierta de abedul de 0,85 t/ha y 1,07 t/ha para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización con lodo (L), respectivamente. En las parcelas establecidas a menor densidad de plantación repobladas con pino y fertilizadas con abono inorgánico y orgánico, respectivamente, los equivalentes de CO₂ obtenidos fueron de 0,53 y 0,34 t/ha. En el caso de las establecidas bajo cubierta de abedul los resultados obtenidos fueron 0,64 y 0,96 t/ha

CO₂ para las no fertilizadas (NF) y las fertilizadas con abono mineral (M), respectivamente.

8.4.3 Emisiones de N₂O

Las emisiones de N₂O proceden del manejo del estiércol, en nuestro sistema tendremos dos fuentes de emisión, por un lado las emisiones del ganado producidas durante los meses que este permanece estabulado, y por otro las emisiones producidas durante el pastoreo, éstas últimas se computarán en el apartado dedicado al suelo tal y como se especifica en las Directrices del IPCC (1996).

Siguiendo la metodología expuesta en el libro de trabajo del IPCC (1996), en primer lugar es necesario estimar la cantidad de N excretado (N_{ex}) procedente del manejo del estiércol para, a continuación, estimar las emisiones de N₂O. Una vez determinadas las emisiones de N₂O procedentes de la estabulación calcularemos el equivalente en CO₂ teniendo en cuenta que el potencial de calentamiento del N₂O es de 310 (IPCC, 1996).

Los resultados obtenidos para cada uno de los tratamientos estudiados se muestran en la Tabla 46.

<i>Pinus radiata</i> D. Don					
Trat	Nºpies/ha	Ovejas/ha	N _{ex} (kg N/ha)	N ₂ O(kg/ha)	EquivCO ₂ (t/ha)
M	2500	2	16,40	0,52	0,16
L	2500	2	16,40	0,52	0,16
M	833	5	41,00	1,29	0,40
L	833	3	24,60	0,77	0,24

<i>Betula alba</i> L.					
Trat	Nºpies/ha	Ovejas/ha	N _{ex} (kg N/ha)	N ₂ O(kg/ha)	EquivCO ₂ (t/ha)
NF	2500	8	65,60	2,06	0,64
L	2500	10	82,00	2,58	0,80
NF	833	6	49,20	1,55	0,48
M	833	9	73,80	2,32	0,72

Tabla 46. Equivalente de CO₂ procedentes del óxido nitroso (N₂O) para cada uno de los tratamientos evaluados y para los dos marcos de plantación (año 2005).

En las Figuras 46 y 47 se representan las emisiones de CO₂ procedentes del manejo del ganado para cada uno de los sistemas considerados.

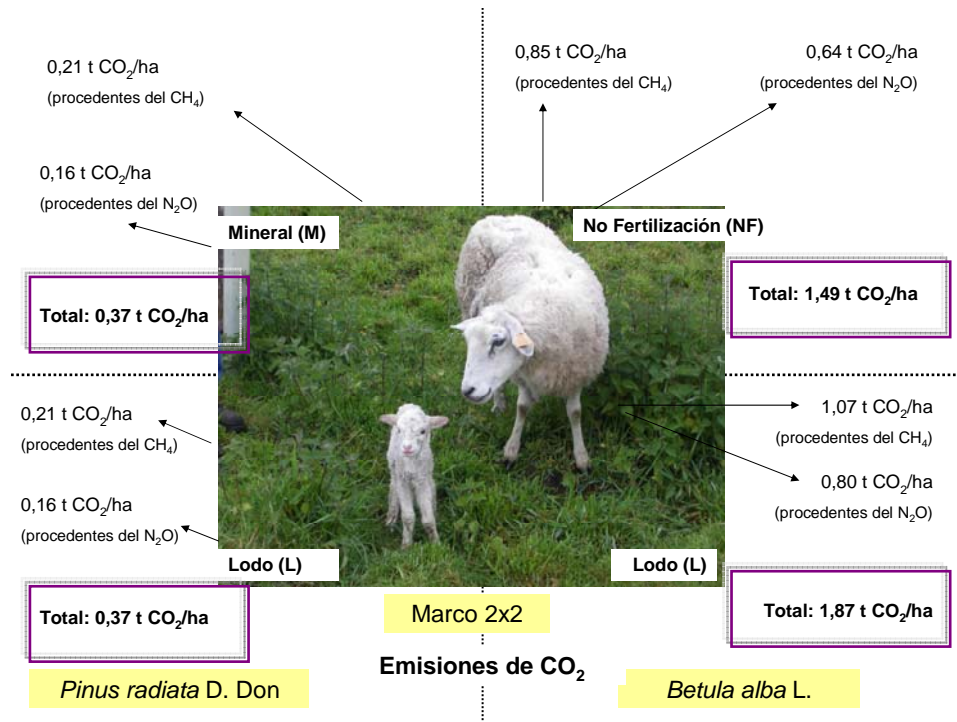


Figura 46. Estimación del equivalente de emisiones de CO₂ procedentes del manejo del ganado para los diferentes tratamientos estudiados. Marco 2x2 m.

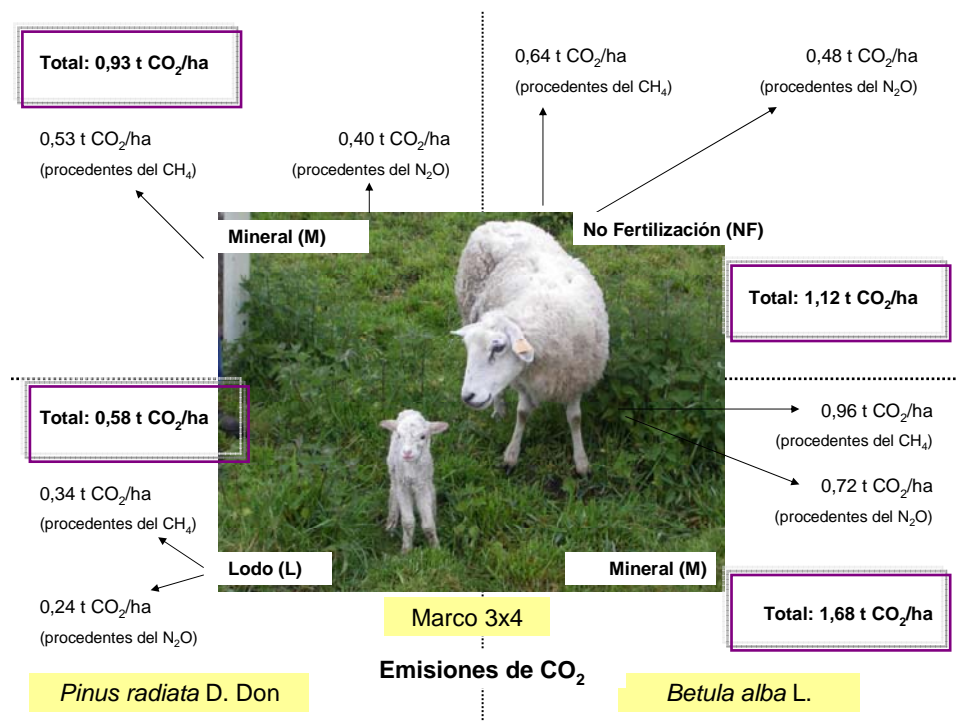


Figura 47. Estimación del equivalente de emisiones de CO₂ procedentes del manejo del ganado para los diferentes tratamientos estudiados. Marco 3x4 m.

8.5 Estimación de las emisiones de N₂O en el suelo

Para estimar las emisiones de óxido nitroso procedentes de los suelos agrícolas, las Directrices del IPCC (1996) distinguen entre: - las emisiones directas de N₂O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo), - las emisiones directas de N₂O procedentes de los suelos dedicados a la producción animal y,- las emisiones indirectas de N₂O procedentes del nitrógeno utilizado en agricultura.

8.5.1 *Estimación de las emisiones directas de N₂O procedentes del suelo (excluyendo el efecto del pastoreo)*

Para llevar a cabo la estimación de las emisiones directas de N₂O durante el último año de estudio, 2005, procedentes del suelo de las parcelas estudiadas se han determinado, en primer lugar, las **emisiones procedentes de la utilización de fertilizante sintético (Fsn)** en aquellos tratamientos en los se ha aplicado fertilización. En los tratamientos en los cuales se ha aplicado fertilización inicial orgánica (L) o inorgánica (M) la dosis de fertilizante aplicado en el año 2005 fue de 500 kg de 8:24:16/ha en el mes de marzo, lo que supone un aporte de 40 kg N/ha, y una segunda aplicación de 40 kg N/ha en el mes de abril, aplicándose por lo tanto un total de 80 kg N/ha año. Una vez obtenidas las emisiones directas de N₂O-N procedentes del uso de fertilizantes es necesario calcular las emisiones totales de N₂O multiplicando los datos anteriores por el factor estequiométrico 44/28 (IPCC, 1996). Los resultados obtenidos para cada uno de los tratamientos estudiados se muestran en la Tabla 47.

Por otro lado, se han estimado las **emisiones directas de N₂O procedentes de la utilización del estiércol como fertilizante**. Para ello se ha determinado la cantidad de nitrógeno excretado por el ganado (N_{ex}) y, el nitrógeno del estiércol utilizado como fertilizante, aplicando para ello la corrección correspondiente a las emisiones de NH₃ y NO_x y excluyendo el estiércol producido durante el pastoreo (IPCC, 1996). Para calcular las emisiones directas de N₂O es necesario tener en cuenta el factor de emisión para las Emisiones Directas (FE₁ valor tomado por defecto del IPCC, 1996). Finalmente se tuvo en cuenta el factor estequiométrico 44/28 (IPCC, 1996) (Tabla 47).

<i>Pinus radiata</i> D. Don		Emisiones directas procedentes del fertilizante						Emisiones directas procedentes del estiércol				
		Fertilizante kg N/ha año	Frac _{GASF} (IPCC, 1996)	F _{sn}	FE ₁ (IPCC, 1996)	N ₂ O-N/año (kg/ha)	N ₂ O (kg/ha)	Nex (kg/ha)	Frac _{GASM} (IPCC, 1996)	Frac _{PAST} (IPCC, 1996)	FE kg N/ha	N ₂ O (kg/ha)
	Nºpies/ha											
M	2500	80	0,10	72,00	0,0125	0,90	1,41	39,96	0,20	0,02	31,17	0,61
L	2500	80	0,10	72,00	0,0125	0,90	1,41	39,96	0,20	0,02	31,17	0,61
M	833	80	0,10	72,00	0,0125	0,90	1,41	99,90	0,20	0,02	77,92	1,53
L	833	80	0,10	72,00	0,0125	0,90	1,41	59,94	0,20	0,02	46,75	0,92
<i>Betula alba</i> L.		Emisiones directas procedentes del fertilizante						Emisiones directas procedentes del estiércol				
		Fertilizante kg N/ha año	Frac _{GASF} (IPCC, 1996)	F _{sn}	FE ₁ (IPCC, 1996)	N ₂ O-N/año (kg/ha)	N ₂ O (kg/ha)	Nex (kg/ha)	Frac _{GASM} (IPCC, 1996)	Frac _{PAST} (IPCC, 1996)	FE kg N/ha	N ₂ O (kg/ha)
	Nºpies/ha											
NF	2500	-	0,10	-	0,0125	-	-	159,84	0,20	0,02	127,87	2,51
L	2500	80	0,10	72,00	0,0125	0,90	1,41	199,80	0,20	0,02	155,84	3,06
NF	833	-	0,10	-	0,0125	-	-	119,88	0,20	0,02	93,51	1,84
M	833	80	0,10	72,00	0,0125	0,90	1,41	179,82	0,20	0,02	140,26	2,76

Tabla 47. Estimación de las emisiones directas de N₂O (kg/ha) procedentes de la **utilización de fertilizante sintético y del uso del estiércol como fertilizante** para cada uno de los tratamientos considerados. Donde: Frac_{GASF}: fracción del total de nitrógeno del fertilizante sintético que se emite como NO_x + NH₃ (kg N/kg N), F_{sn}: fertilizante sintético utilizado, FE₁: factor de emisión directa; Nex: nitrógeno excretado por el ganado; Frac_{GASM}: cantidad de NH₃-N + NO_x-N/kg del nitrógeno excretado por el ganado; Frac_{PAST}: porcentaje de N en el estiércol correspondiente al pastoreo; FE: nitrógeno del estiércol utilizado como fertilizante; L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

La estimación de la emisión directa total de N_2O procedentes de la utilización de fertilizantes y del uso del estiércol como fertilizante fue de 2,02 kg/ha en los dos tratamientos establecidos bajo cubierta de pino a marco de plantación 2x2 y de 2,51 y 3,06 kg/ha en las parcelas desarrolladas bajo cubierta de abedul al mismo marco de plantación, no fertilizadas (NF) y fertilizadas con lodo (L), respectivamente. A marco 3x4, los resultados fueron de 2,94 y 2,33 kg/ha bajo cubierta de pino y para los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L) respectivamente, y 1,84 y 4,17 kg/ha bajo cubierta de abedul para las parcelas no fertilizadas (NF) y fertilizadas con abono mineral, respectivamente.

8.5.2 Estimación de las emisiones directas de N_2O procedentes del pastoreo de los animales

La emisión de N_2O estimada en el año 2005, y para cada uno de los tratamientos estudiados, producida durante la época en la que los animales permanecen en pastoreo, se muestra en la Tabla 48.

<i>Pinus radiata</i> D. Don		Ovejas/ha	N _{ex} (kg/ha)	Frac _{PAST} (IPCC, 1996)	N_2O (kg/ha)
Trat	Nºpies/ha				
M	2500	2	23,56	0,02	0,74
L	2500	2	23,56	0,02	0,74
M	833	5	58,90	0,02	1,85
L	833	3	35,34	0,02	1,11

<i>Betula alba</i> L.		Ovejas/ha	N _{ex} (kg/ha)	Frac _{PAST} (IPCC, 1996)	N_2O (kg/ha)
Trat	Nºpies/ha				
NF	2500	8	94,24	0,02	2,96
L	2500	10	117,80	0,02	3,70
NF	833	6	70,68	0,02	2,22
M	833	9	106,02	0,02	3,33

Tabla 48. Emisión de N_2O procedente del pastoreo de los animales en cada uno de los tratamientos establecidos. Nex: nitrógeno excretado por el ganado durante el pastoreo, Fracc_{PAST} = porcentaje del nitrógeno en el estiércol correspondiente al pastoreo de animales.

8.5.3 Estimación de las emisiones indirectas de N_2O

En la Tabla 49 se muestran los resultados obtenidos en la estimación de la emisión indirecta de N_2O procedente, por un lado, de la **deposición atmosférica** y por otro de la **lixiviación**, siguiendo las Directrices del IPCC (1996). En ambos casos se parte de los datos del N utilizado como fertilizante (N_{FER}) y del N excretado por los animales (N_{ex}).

<i>Pinus radiata</i> D. Don			Emisiones indirectas					Deposición atmosférica			Emisiones indirectas lixiviación				
			N _{FER} (kg/ha)	N _{EX} (kg/ha)	F _{GASFS} (IPCC,1996)	Fra _{CGASM} (IPCC,1996)	FE ₄ (IPCC,1996)	N ₂ O-N (kg/ha)	N ₂ O (kg/ha)	Flix (IPCC)	FE ₅ (IPCC)	N ₂ O-N (kg/ha)	N ₂ O (kg/ha)		
Trat	Nºpies/ha														
M	2500		80	39,96	0,10	0,02	0,01	0,09	0,14	0,30	0,025	0,90	1,41		
L	2500		80	39,96	0,10	0,02	0,01	0,09	0,14	0,30	0,025	0,90	1,41		
M	833		80	99,90	0,10	0,02	0,01	0,10	0,16	0,30	0,025	1,35	2,12		
L	833		80	59,94	0,10	0,02	0,01	0,09	0,14	0,30	0,025	1,05	1,65		
<i>Betula alba</i> L.			Emisiones indirectas					Deposición atmosférica			Emisiones indirectas lixiviación				
			N _{FER} (kg/ha)	N _{EX} (kg/ha)	F _{GASFS} (IPCC,1996)	Fra _{CGASM} (IPCC,1996)	FE ₄ (IPCC,1996)	N ₂ O-N (kg/ha)	N ₂ O (kg/ha)	Flix (IPCC)	FE ₅ (IPCC)	N ₂ O-N (kg/ha)	N ₂ O (kg/ha)		
Trat	Nºpies/ha														
NF	2500		0	159,84	0,10	0,02	0,01	0,03	0,05	0,30	0,025	1,20	1,88		
L	2500		80	199,80	0,10	0,02	0,01	0,12	0,19	0,30	0,025	2,10	3,30		
NF	833		0	119,88	0,10	0,02	0,01	0,02	0,04	0,30	0,025	0,90	1,41		
M	833		80	179,82	0,10	0,02	0,01	0,12	0,18	0,30	0,025	1,95	3,06		

Tabla 49. Estimación de la emisión indirecta de N₂O (kg/ha año) procedente de la **deposición atmosférica y de la lixiviación** para cada uno de los tratamientos considerados. Donde: N_{FER} : Nitrógeno aplicado al realizar los tratamientos de fertilización; Nex: nitrógeno excretado por el ganado; F_{GASFS} : fracción del nitrógeno aplicado en el fertilizante que se volatiliza (kg NH₃-N + NOx/ kg del nitrógeno en el fertilizante sintético); Fracc_{GASM} : kg de NH₃-N + NOx-N/kg del nitrógeno excretado por el ganado, FE₄: kg de N₂O-N por kg de NH₃ - N y NOx-N emitidos; Flix: fracción del nitrógeno lixiviado (kg de N/kg N del fertilizante o del estiércol); FE₅: kg de N₂O-N por kg de lixiviación/escorrentía de nitrógeno emitidos, L: fertilización con lodo; M: fertilización mineral y NF: no fertilización.

Por lo tanto, la estimación total de **emisiones indirectas de N₂O** para cada uno de los tratamientos estudiados se cifra, en las parcelas a marco 2x2, en 1,55 kg/ha para los dos tratamientos establecidos bajo cubierta de pino (M y L) y en 1,93 y 3,49 kg/ha en las parcelas de abedul para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización con lodo (L), respectivamente. A marco 3x4 se estiman en 2,28 y 1,79 kg/ha bajo pino y fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, y en 1,45 y 3,24 kg/ha bajo abedul para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización mineral (M), respectivamente.

Finalmente, en la Figura 48 se muestran los equivalentes de CO₂ de las emisiones totales de N₂O (directas e indirectas) en suelo para cada uno de los tratamientos aplicados, obtenidos multiplicando esas emisiones por el potencial de calentamiento del N₂O que es 310 (IPCC, 1996).

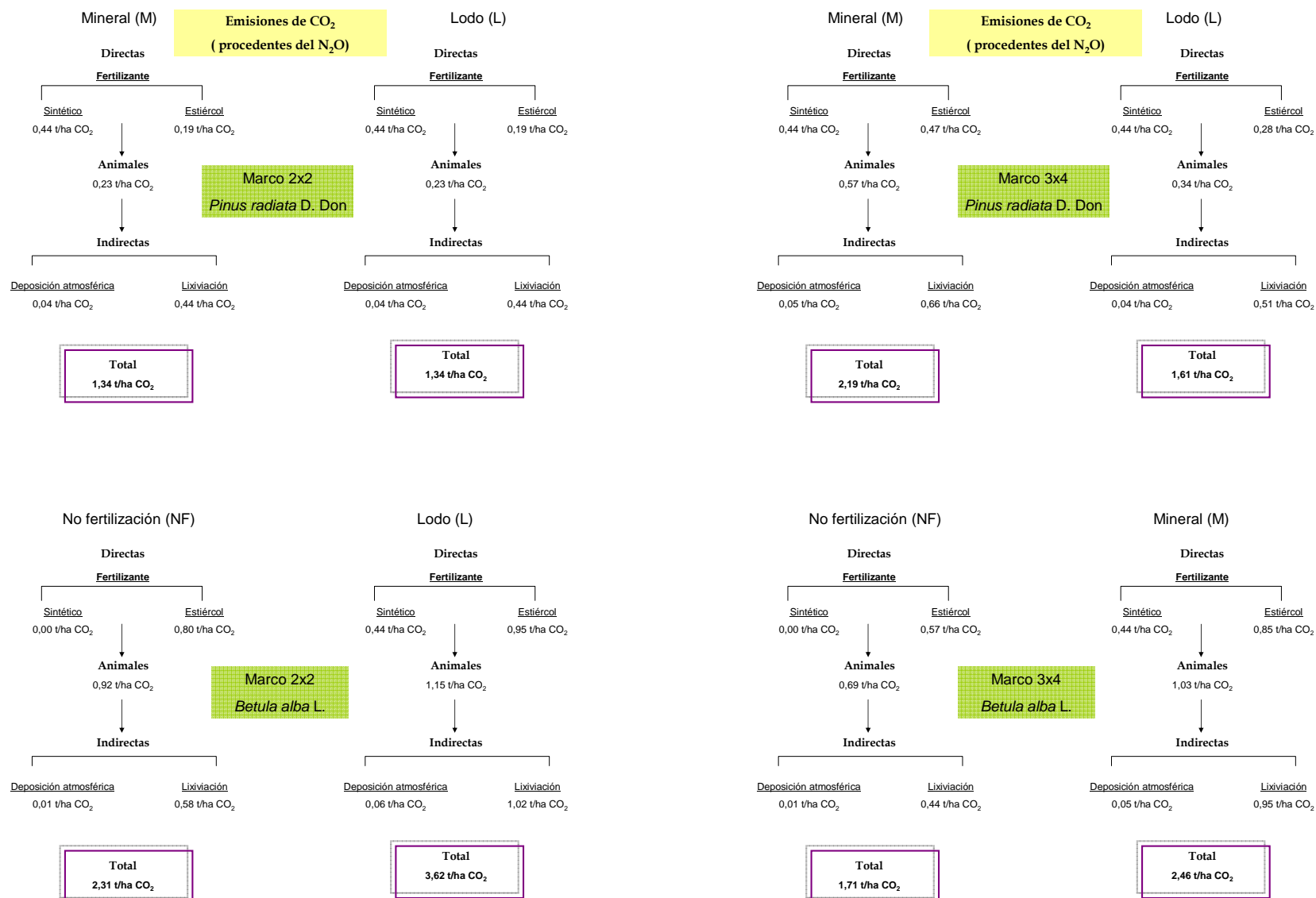


Figura 48. Equivalente de CO₂ (t/ha) de las emisiones de N₂O en suelo de las parcelas repobladas con *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. a marco 2x2 y 3x4, para los tratamientos de fertilización mineral (M), fertilización con lodo (L) y no fertilización.

8.6 Balance Final de Carbono [w7]

Teniendo en cuenta todos los compartimentos del sistema, se ha realizado el cálculo de balance de carbono para cada uno de los tratamientos evaluados.

El balance final de carbono en los sistemas establecidos bajo cubierta de pino se cifra a marco 2x2, en 252 t C/ha y 338 t C/ha en los tratamientos de fertilización mineral (M) y fertilización con lodo (L), respectivamente, y en 163 t C/ha y 182 t C/ha a marco 3x4 y para los mismos tratamientos. En el caso de los sistemas repoblados con abedul los resultados obtenidos fueron de 191 y 214 t C/ha para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización orgánica (L), respectivamente a marco 2x2, y 187 y 151 t C/ha a marco 3x4 para los tratamientos de no fertilización (NF) y fertilización mineral (M), respectivamente (Figuras 49 y 50).

El sistema con mayor capacidad de acumulación de C fue el establecido con densidades elevadas de pino insigne y fertilización con lodo (L) (338 t C/ha) superando en más del doble al tratamiento con menor capacidad de fijación de carbono que se corresponde con el sistema establecido bajo cubierta de abedul y fertilización mineral (M) a marco de plantación 3x4 (150 t C/ha). Esto indica la importancia del uso del arbolado con el objeto de incrementar el secuestro de carbono a escala global.

Si observamos ahora lo que ocurre cuando el sistema silvopastoral se establece con densidades de plantación elevadas vemos como se observa un claro efecto positivo del secuestro de carbono por parte de las coníferas (252 t C/ha y 338 t C/ha) en comparación con las frondosas (191 t C/ha y 214 t C/ha). Señalar además que, en este caso la contribución de la cubierta arbolada al balance de carbono es muy superior en los pinos que en el abedul cifrándose, dicha contribución, entre un 27 y 40% en conífera frente a 4,2 y 9,6% en frondosa (Figura 51 y 52) correspondiéndose, como era de esperar, los mayores porcentajes con aquellos tratamientos que han favorecido el crecimiento del árbol (fertilización con lodo en ambas cubiertas) tal y como se encuentra en pastos fertilizados (Conant *et al.*, 2001). Por otro lado, la menor capacidad de secuestro de carbono a estas densidades de plantación, mostrada por el abedul podemos relacionarla con su menor tasa de crecimiento y con la mayor sensibilidad que dicha especie presenta a la competencia intraespecífica. [w8] La situación comentada anteriormente vuelve a ponerse de manifiesto en el caso de las densidades de plantación menores, en las cuales, la contribución del pino al balance final del carbono es superior a la del abedul y se cifra en un 19 y un 27% en comparación con el 2 y el 8% obtenido en abedul.

Si tenemos en cuenta el efecto del tratamiento de fertilización aplicado y lo relacionamos con la capacidad de secuestro de carbono, a estas densidades vemos como la aplicación de fertilización mineral (M) al sistema se traduce en una menor capacidad de secuestro de carbono en ambas cubiertas arboladas (163 t/ha en pino y 150 t/ha en abedul) a pesar de que, en el caso del pino dicho tratamiento se corresponde con la situación en la cual esta especie ve reducido su crecimiento en diámetro mientras que para el abedul se trataría del tratamiento que ha favorecido dicho crecimiento. La menor capacidad de secuestro de carbono en el caso del pino se justifica por el menor input de acículas al suelo, debido al reducido crecimiento forestal. Para poder explicar esta situación debemos tener en cuenta los demás compartimentos implicados en el secuestro de carbono y sobre todo el suelo ya que, en el caso del abedul el contenido de C presente en el suelo de las parcelas no fertilizadas se cifra en 182 t/ha mientras que en el tratamiento M es de 136 t/ha, reduciéndose por lo tanto el cómputo final de carbono. La contribución de la hojarasca al suelo, en el caso del abedul es muy reducida, y desde luego mucho menor que el de las acicalas, lo que limita el aporte de MO en el caso del abedul, tanto en las parcelas de N como en las de NF. Sin embargo, cuando aportamos N al suelo, reducimos la relación C/N y por tanto se favorece la mineralización de la MO que provoca una disminución del contenido de carbono en el suelo.

Por otro lado, el aporte de lodo mejora la capacidad de secuestro de C bajo coníferas (182 t C/ha) pero, dicho contenido sigue siendo inferior que el obtenido, para el mismo tratamiento, a densidades más elevadas (338 t/ha) lo cual pone de manifiesto la existencia de un importante efecto de la densidad de plantación sobre la capacidad de fijación de los sistemas forestales.

En definitiva, el balance global de C dependió, en primer lugar, de la densidad de plantación establecida en el sistema, a continuación de la especie arbolada establecida y finalmente del tratamiento de fertilización aplicado. Resultando que, aquellos tratamientos que mejoraron el crecimiento del arbolado mejoraron la capacidad de secuestro de C.

Por otro lado, la contribución del pasto al balance total de carbono fue muy reducida, no superando en ningún caso el 2,5% (Figura 51 y 52). Esto se explica por la mayor capacidad de secuestro de C del arbolado tal y como se señala en numerosas publicaciones (Dixon, 1995) donde se obtiene un aumento de la fijación de C al transformar zonas de pasto en zonas arboladas.

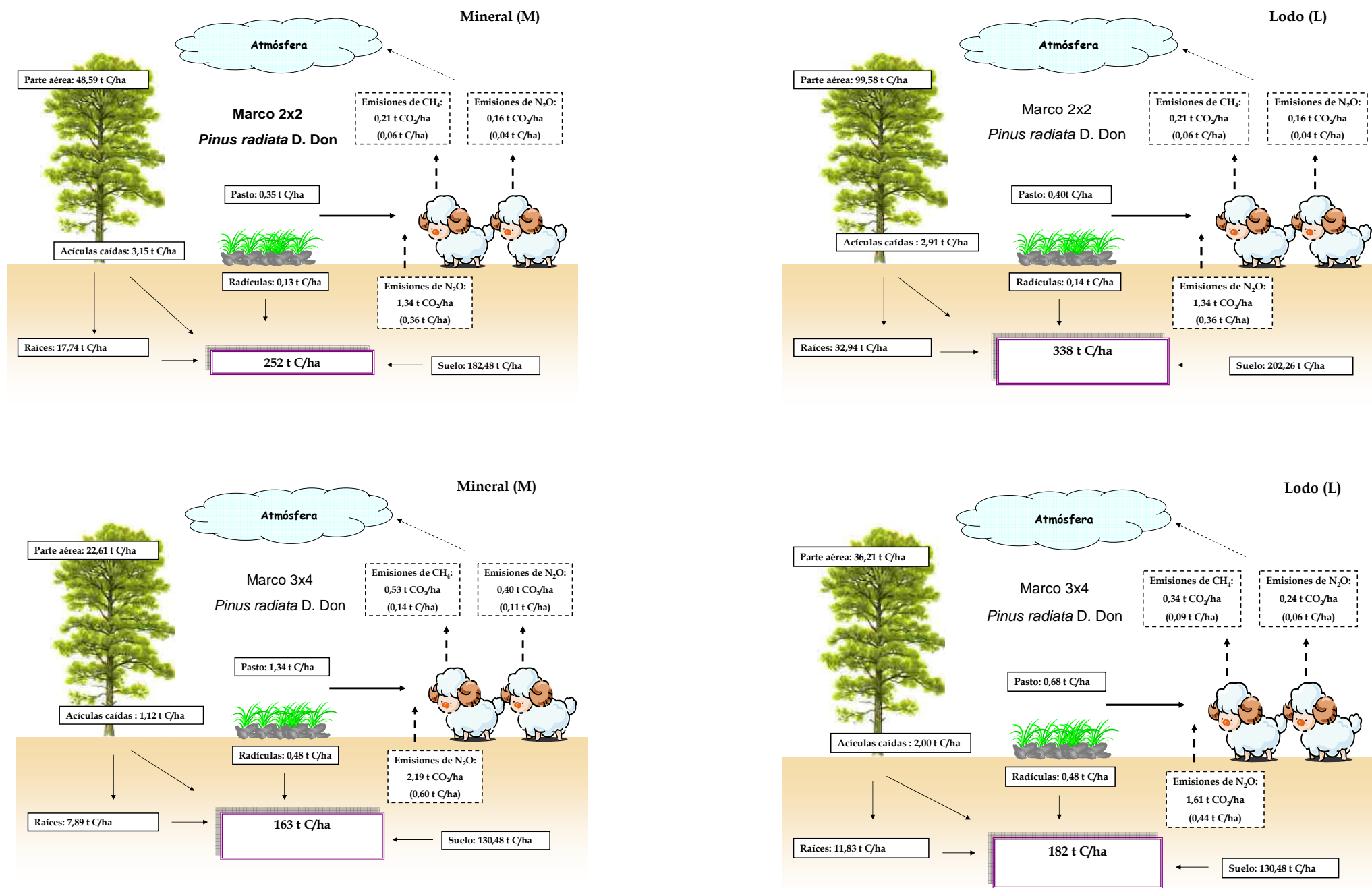


Figura 49. Balance del ciclo de carbono (t C/ha) en los sistemas establecidos bajo cubierta de pino, fertilizados con abono mineral (M) y lodo (L) y establecidos a marco de plantación 2x2 y 3x4 m.

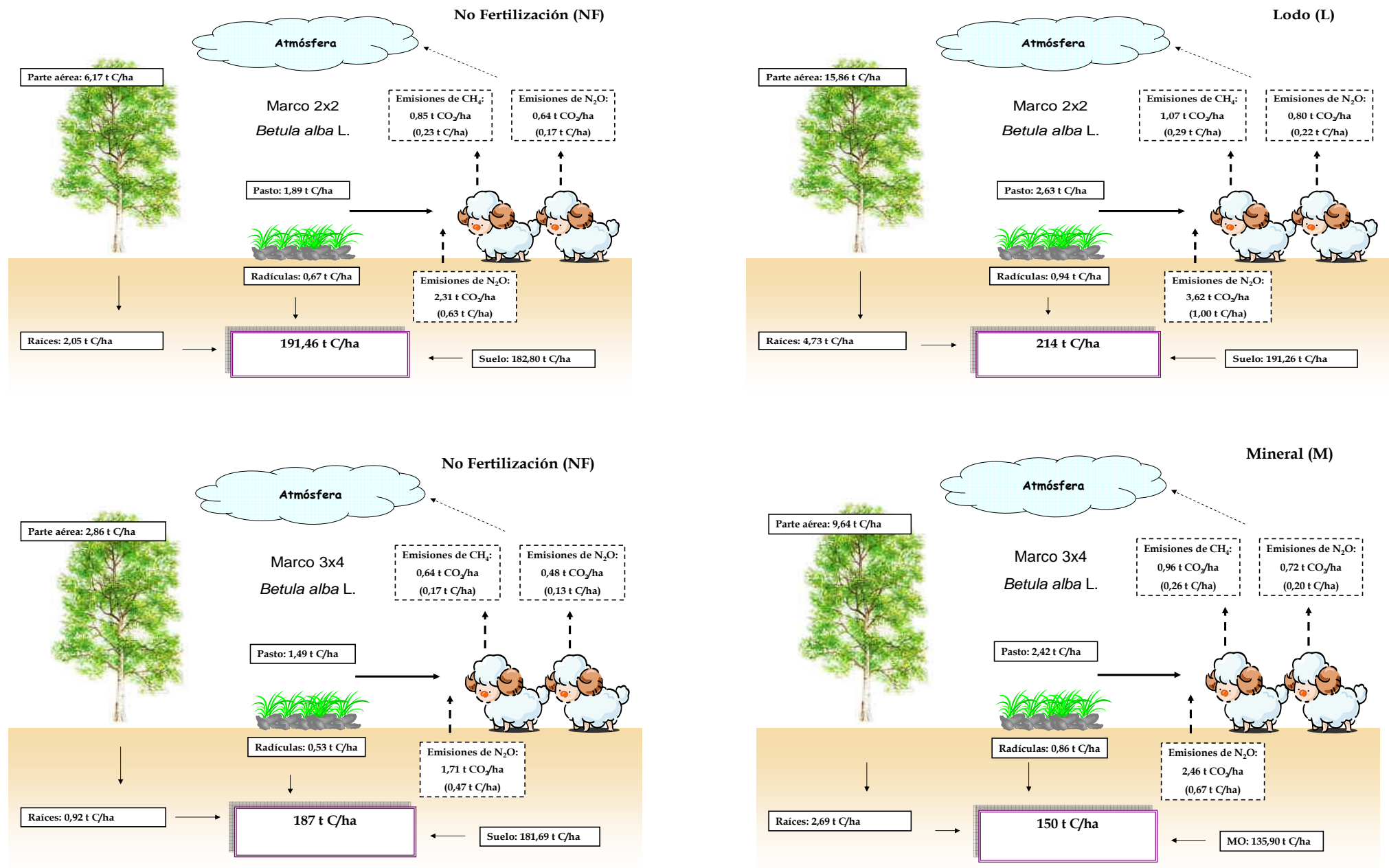


Figura 50. Balance del ciclo de carbono (t C/ha) en los sistemas establecidos bajo cubierta de abedul, no fertilizados (NF) y fertilizados con lodo (L) y establecidos a marco deplantación 2x2 y 3x4 m.

Cálculos realizados en diferentes zonas de Galicia han permitido comprobar que los suelos cultivados tienen entre un 30 y un 50% menos de C que los suelos con vegetación natural o forestal bajo las mismas condiciones climáticas y litológicas, mientras que los suelos de praderas han perdido entre un 25 y un 30% de su C original (Macías y Calvo de Anta, 2001). Si comparamos los valores iniciales de materia orgánica edáfica y los valores obtenidos después de 10 años de la plantación vemos que se produce un aumento de entre un 30 y un 45%, lo que coincide con los datos señalados por Macías y Calvo de Anta (2001). La consecuencia de estos datos es que las labores agrícolas reducen significativamente la acumulación de C en el sumidero edáfico respecto a los sistemas forestales, confirmándose lo observado por otros autores en diferentes latitudes (Lal, 2001; 2004)

En cuanto al suelo, este supone de entre 1,5 y 3 veces el C que se secuestra la vegetación [w9](Nair, 1989). En nuestros sistemas, la capacidad de secuestro de C del suelo dependió del efecto de los tratamientos sobre el crecimiento del arbolado, independientemente del marco de plantación, de tal manera que en el caso del pino, aquellos tratamientos con menor crecimiento de la cubierta arbolada provocaron un descenso del C edáfico. Lo que parece indicar que la acumulación de materia orgánica en los horizontes superiores del suelo podría asociarse con la deposición de acículas. Además, en nuestro caso encontramos que cuando la biomasa de acículas supera las 2 t MS/ha el contenido de materia orgánica no varía en el suelo.

En el caso del abedul, el suelo contribuye en mucha mayor medida al secuestro de C que en el caso del pino, hay que tener en cuenta que la tasa de incorporación de la hoja de abedul, una frondosa, al suelo es mayor, debido a la composición de la hoja y a la mayor luminosidad del sotobosque bajo el abedul, que incrementa la temperatura y por lo tanto las reacciones de tipo microbiológico del suelo.

Por otro lado, la contribución de cada uno de los compartimentos estudiados a la fijación de carbono (Figuras 51 y 52) fue *suelo>arbolado>pasto* con independencia de la cubierta arbolada y de la densidad de plantación establecida. Es ampliamente reconocido el importante papel de los suelos sobre el balance global de C en la atmósfera. Este papel lo desempeñan por su capacidad para incorporar C (a través de la fijación en biomasa y absorción de CH₄) o emitir C (en forma de CO₂ y CH₄). El suelo es el destino final de la mayor parte del C fijado por la fotosíntesis en los ecosistemas terrestres. En muchos de los sistemas forestales la mayor parte del C orgánico se

acumula en el suelo, donde parte de éste puede residir durante cientos de años (Bouwman, 1990).

Las pérdidas del carbono en los sistemas silvopastorales estudiados fueron en todos los casos muy reducidas si lo comparamos con el insumo de este elemento en todo el sistema. Esto se justifica por las reducidas cargas que puede sostener este sistema. De hecho, en la mayoría de los casos queda compensada con el carbono secuestrado por el componente herbáceo. La diversificación en la producción de un sistema (obtención de productos forestales y ganaderos) hace que estos sean más sostenibles desde un punto de vista medio ambiental.

A modo de resumen señalar que en el suelo sigue siendo el compartimento que más contribuye a la fijación de carbono atmosférico alcanzando los mayores porcentajes de fijación bajo abedul. Por otro lado, los sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* D. Don a elevadas densidades de plantación son los que han mostrado una mayor capacidad de secuestro de carbono, sobre todo en aquellos tratamientos que favorecen el crecimiento de la especie forestal .

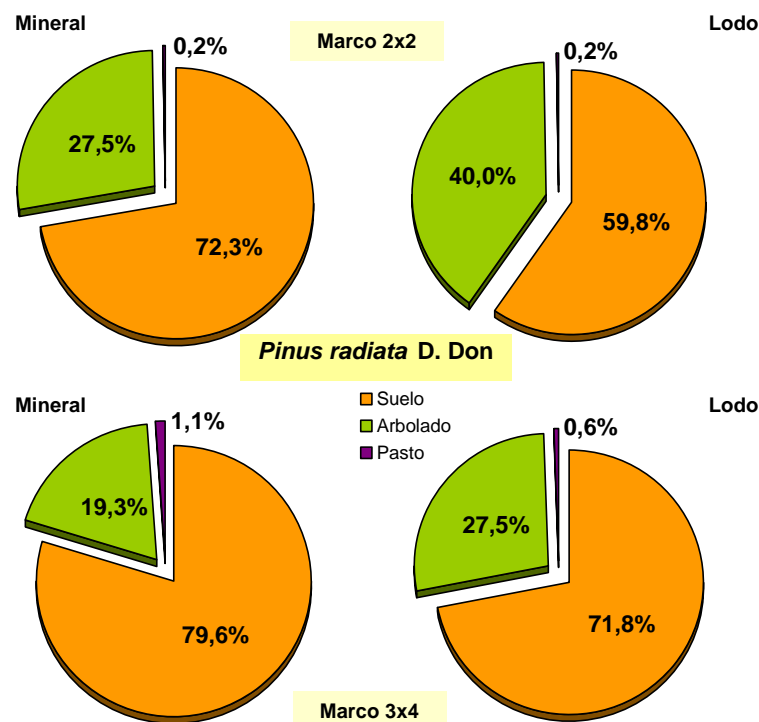


Figura 51. Contribución al ciclo global de secuestro de carbono en el sistema de cada uno de los componentes estudiados en los tratamientos establecidos bajo cubierta de pino a marco 2x2 y 3x4.

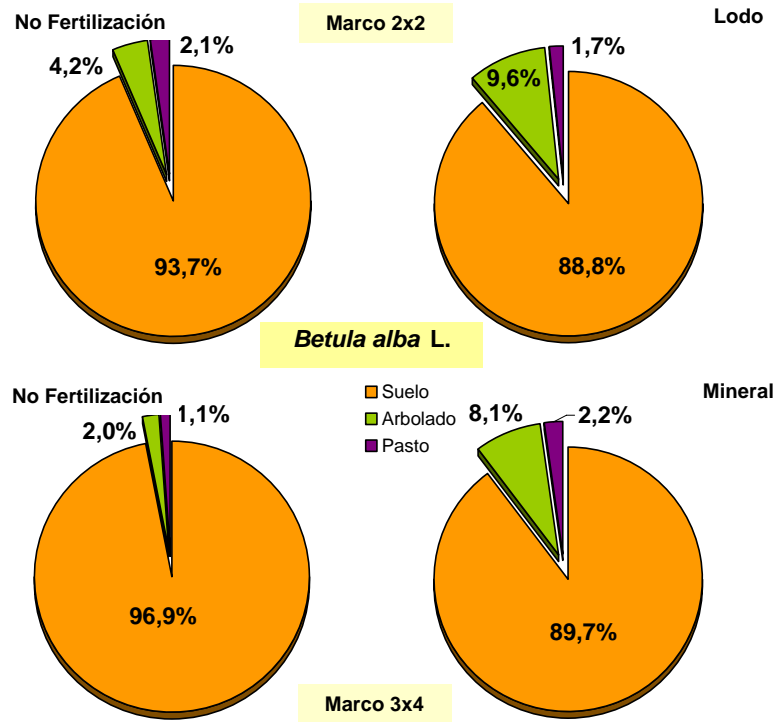


Figura 52. Contribución al ciclo global de secuestro de carbono en el sistema de cada uno de los componentes estudiados en los tratamientos establecidos bajo cubierta de abedul a marco 2x2 y 3x4

V. Conclusiones

1. A medida que se ha ido desarrollando el sistema se ha incrementando el contenido de **materia orgánica** en el suelo, con mayor intensidad bajo cubierta de pino y en la densidad de plantación más elevada. Paralelamente, los resultados de nuestro estudio muestran que va siendo mayor el contenido de nitrógeno en el suelo a medida que aumenta la edad de la masa arbolada, siendo este efecto más notorio en las parcelas de abedul.
2. A lo largo de la experiencia se ha observado una reducción importante del **pH**, consecuencia, en parte, de las extracciones realizadas por el arbolado y el pasto. El incremento de la acidez ha sido menor en las parcelas fertilizadas inorgánicamente y en las de abedul, debido a las menores extracciones realizadas en esos tratamientos. Por otro lado, la densidad de plantación así como la especie forestal establecida ha provocado un efecto diferente sobre el pH de las praderas de manera que, se ha obtenido un pH ligeramente más ácido en el caso de aquellas praderas en las cuales se combinan las densidades de plantación mayores con una cubierta forestal de pino debido al desprendimiento masivo de acículas en este tipo de praderas, que tienen un mayor efecto acidificante que las hojas de abedul.
3. Los resultados encontrados en nuestro estudio parecen indicar una mejora global de los niveles de **Nitrógeno** a medida que aumenta la edad de la masa arbolada, siendo este incremento más alto bajo abedul.
4. Desde el inicio del ensayo, el **crecimiento anual medio del pino insigne, tanto en altura como en diámetro**, fue notablemente superior al del abedul. En el pino el crecimiento en altura se vio favorecido por la densidad más elevada, con mayor competencia entre pies, mientras que, en el caso del abedul, los mayores crecimientos en altura se han obtenido en las parcelas establecidas a menor densidad. El crecimiento diamétrico se ha visto favorecido, en ambas especies, por la densidad de plantación menor. En cuanto al efecto de los tratamientos de fertilización, la aplicación de fertilización inorgánica ha tenido un efecto negativo sobre el crecimiento en ambas especies arbóreas, en el caso del pino desde el inicio del ensayo y en el abedul a partir del último año. Por otro lado,

la aplicación de fertilización orgánica en la pradera se ha traducido en un mayor crecimiento de la cubierta arbolada durante los primeros años de la experiencia en el caso del pino

5. En la **producción** de pasto en un sistema silvopastoral influyen, entre otros factores, la especie forestal, la edad del arbolado y la densidad del mismo, de manera que, cuando los árboles son jóvenes, la producción de pasto apenas se ve limitada por la presencia de la especie forestal, independientemente de que ésta sea caducifolia o siempreverde. A medida que crecen los árboles aumenta el efecto de éstos sobre la producción de pasto, que se reduce. Por lo tanto, en los sistemas silvopastorales debemos buscar un equilibrio entre la producción maderera y la producción de forraje, a través del establecimiento de una densidad adecuada del arbolado.
6. La respuesta del pasto a la fertilización también depende de la edad del arbolado, ya que la aplicación de fertilización, tanto orgánica como inorgánica, incrementa la producción de pasto, respuesta que se amortigua con el paso del tiempo debido a la falta de luz.
7. De los resultados de nuestra experiencia se deduce que para un sistema silvopastoral en el que pretendamos optimizar la producción de pasto, entre las dos especies arbóreas ensayadas, es más adecuado el abedul, pudiendo utilizarse también con la misma finalidad el pino insigne con un marco de plantación amplio.
8. A lo largo de los diez años de duración del ensayo se ha citado la presencia en las parcelas experimentales de 70 especies vegetales vasculares, agrupadas en 20 familias, de las cuales las mejor representadas son: *Compositae* (*Asteraceae*), *Gramineae* (*Poaceae*), *Leguminosae* (*Fabaceae*), *Polygonaceae* y *Caryophyllaceae*. En todo el período la proporción del número de especies anuales y perennes fue muy similar, pero la evolución temporal de la abundancia (cobertura, biomasa) de cada uno de esos dos grupos (anuales y perennes) ha sido muy diferente, ya que durante el primer año de estudio dominaban las especies anuales, asociadas a las labores de preparación del terreno, siendo

- posteriormente desplazadas por las especies perennes, a medida que las condiciones del sistema se estabilizaban, esta evolución se ha producido con independencia de la especie forestal y del marco de plantación.
9. El comportamiento de las especies pratenses sembradas, dactilo y raigrás inglés, ha sido muy diferente a lo largo del periodo de estudio, de manera que ambas especies se establecieron inicialmente con dificultad, pero el dactilo permaneció a lo largo de toda la experiencia, mientras que el raigrás fue desplazado desde el principio por otras especies e incluso por el dactilo. El dactilo se adaptó muy bien a la sombra.
 10. La **biodiversidad** de especies vegetales vasculares se ha visto influida por el tipo de especie arbórea, por la densidad de plantación y por el tipo de fertilización.
 11. En relación con la **diversidad alfa**, los índices considerados ofrecen valores negativos en las praderas que se desarrollan en condiciones que limitan la radiación incidente (pinar denso). Por otro lado, la aplicación de fertilización, orgánica e inorgánica, se traduce en un descenso de la **diversidad alfa**, ya que esos tratamientos favorecen el desarrollo de las especies sembradas, en nuestro caso principalmente el dactilo, provocando el desplazamiento del resto de las especies del tapiz herbáceo.
 12. La **diversidad beta** nos muestra que, en el caso de las parcelas establecidas a mayor densidad de plantación, tanto de pino como de abedul, la composición florística de las praderas es similar durante los primeros años de desarrollo del sistema, pero al pasar el tiempo, en el último año considerado en este estudio, se detecta, en la densidad de plantación más alta, un efecto negativo de la cubierta de pino, en comparación con la de abedul, sobre la diversidad beta, efecto que podemos relacionar con la disminución de la radiación incidente, al ser el pino una especie perenifolia de rápido desarrollo, y con la acumulación de acículas en el suelo. En cambio, 10 años después de la implantación del sistema, la composición florística es similar en las parcelas de abedul y de pino establecidas a la menor densidad de plantación.

13. Desde un punto de vista práctico, parece importante señalar que la modificación en el uso del suelo (de zona agrícola -pradera- a forestal o agroforestal -sistema silvopastoral-) que implique cambios en parámetros ecológicos tan importantes como la radiación incidente provoca, aún en periodos cortos de tiempo (10 años), un descenso importante de la biodiversidad vegetal vascular del sistema, como consecuencia de la escasa adaptación, en general, de las especies presentes en zonas agrícolas, como las praderas, a condiciones de luminosidad limitada. En terrenos de monte de Galicia crecen de forma natural especies que toleran ciertos niveles de sombra (*Agrostis curtisii* Kerguelen, *Erica* spp., *Daboecia cantabrica* (Huds.) K. Koch, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Rubus* spp., *Agrostis capillaris* L., *Ulex* spp., *Cytisus* spp., etc.), las cuales suelen estar presentes en sistemas silvopastorales establecidos en terrenos de monte y las herbáceas también suelen entrar y estabilizarse en los establecidos sobre tierras agrarias, mientras que las leñosas lo harán si el aprovechamiento del forraje se realiza mediante pastoreo con cargas ganaderas moderadas. Por lo tanto, en los sistemas silvopastorales creados sobre tierras agrarias parece recomendable, de cara a incrementar la diversidad biológica, mejorar la cobertura del suelo y mitigar la pérdida de suelo por erosión, aportar semillas de esas especies más adaptadas a los terrenos forestales, y aprovechar el pasto mediante pastoreo, o alternando pastoreo y siega, ya que las especies leñosas toleran mal el corte repetido.
14. Los sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* han mostrado una mayor capacidad de secuestro de carbono en comparación con los establecidos con *Betula alba* L., capacidad que se ve aumentada cuando la especie arbórea se establece a densidad elevada. El balance global de C dependió, en primer lugar, de la densidad de plantación, luego de la especie arbórea y, finalmente, del tratamiento de fertilización aplicado. Los tratamientos que mejoraron el crecimiento del arbolado favorecieron también el efecto sumidero de C del sistema silvopastoral.
15. En relación con la contribución de cada uno de los componentes del sistema a la fijación de carbono, el suelo fue el más importante, seguido del arbolado y, finalmente, el pasto, con independencia de la densidad de plantación. El suelo

bajo abedul contribuyó en mayor medida al secuestro de C que el del pinar, ya que la tasa de incorporación al suelo de la hoja de abedul es mayor, por ser una frondosa caducifolia, por la composición de la hoja y por la mayor luminosidad del sotobosque bajo la betulácea, que incrementa la temperatura y por lo tanto las reacciones de tipo microbiológico del suelo. Los sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* a elevada densidad de plantación son, entre los estudiados, los que han mostrado una mayor capacidad de secuestro de carbono, sobre todo en los tratamientos que favorecen en mayor medida el crecimiento de la especie forestal.

16. Las pérdidas de carbono a través del componente animal en sistemas silvopastorales del tipo de los estudiados son muy reducidas en comparación con los insumos de este elemento en el sistema.
17. Para establecer un sistema silvopastoral es importante elegir adecuadamente la especie arbórea y la densidad de plantación. Si elegimos una conífera perennifolia de copa densa, como el pino insigne, una densidad de plantación elevada se traducirá en una reducción de la producción de pasto y en un efecto negativo sobre la biodiversidad vegetal vascular, pero tendrá un efecto positivo sobre el secuestro de carbono. En el caso de que la especie establecida para formar la cubierta arbolada del sistema sea una frondosa caducifolia como el abedul, la elección de una densidad de plantación elevada se va a traducir en una mayor competencia entre los pies y por lo tanto en un menor crecimiento de los mismos.
18. Por otro lado, la elección del tratamiento de fertilización aplicado en el sistema va a repercutir tanto en la producción pascícola como en el crecimiento de la cubierta arbolada y en la biodiversidad de manera que, la aplicación de fertilización orgánica o la no fertilización de la pradera se traducirá en un efecto positivo del crecimiento de la cubierta arbolada que, en el caso del pino será visible desde temprana edad. En el caso de la producción pascícola, la aplicación de fertilización tanto orgánica como inorgánica se traducirá en una mayor producción de pasto pero al mismo tiempo en una pérdida de diversidad ya que estos tratamientos favorecerán a las especies gramíneas de siembra.

VI. Bibliografía

- Adams, M.L.; Davis, M.R.; Powell, K.J.; (2001) Effects of grassland afforestation on exchangeable soil and soil solution aluminium. *Aust. J. Soil Res.* 39 (5), 1003–1014.
- Adler, P.B., Raff, D.A., Lauenroth, W.K. (2001). The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128:465-479.
- AGO (1998) Greenhouse Challenge Vegetation links Workbook: versión 1.0. Commonwealth of Australia. Cambera.
- Alonso, H.; Puerto, A.; Gómez-Gutiérrez, J. M. (1979) Variaciones de la intensidad de influencia arbolada en la composición de comunidades de pastizal. *Pastos*, 9(1):34-36.
- Alriksson, A.; Olsson, M.T. (1995) Soil changes in different age classes of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) on afforested farmland. *Plant and Soil* 1, 103–110.
- Alvarez, E.; Fernández Marcos M.L; Torrado, V.; Fernández Sanjurjo, M.J. (2007) Dynamics of macronutrients during the first stages of litter decomposition from forest species in a temperate area (Galicia, NW Spain). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. (<http://www.springerlink.com/content/x21k200755301321/fulltext.pdf>).
- ANTHOS (2006). <http://www.programanthos.org/inicio.asp>
- Appels, D. (2001) Forest rotation lengths under carbon sequestration payments. Conference of economists University of Western. Australia. Perth
- Baev, P.V.; Penev, L.D. (1995) BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster análisis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia, Moscow. 57 pp.
- Balboa, M.A. (2005) Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill. y *Quercus robur* L. en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 244 pp.
- Balboa-Murias, M.A.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Merino, A.; Alvarez-González, J.G. (2006) Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* 237:29–38.
- Beaton, A.; Hislop, M. (2000) Trees in agroforestry systems. En: *Agroforestry in the UK*. Ed. M. Hislop, J. Clarige: 31-43.
- Beck, A.J.; Alcock, R.E.; Wilson, S.C.; Wang, M.J.; Wild, S.R.; Sewart, A.P.; Jones, K.C. (1995). Long-term persistence of organic chemicals in sewage sludge-amended agricultural land: a soil quality perspective. *Advances in Agronomy* 55, 345-391.
- Berra, G.; Finster, L. (2002) Emisión de gases de efecto invernadero; influencia de la ganadería argentina. (http://www.produccionovina.com.ar/sustentabilidad/50efecto_invernadero.pdf).
- Berti, W.R.; Jacobs, L.W. (1998). Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.* 27: 1280-1286.

- Bouwman, A.F. (1990) Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. En: Bouwman, A.F. (ed) Soils and the green house effect. wiley, Chischester, pp. 61-127.
- BRAN LUEBBE (1979) Methods for the chemical analysis of water and wastes. Bran Luebbe (eds). Norderwstedt. Germany.
- Brown, J.R., Bough, W.A.; Hoenshell, C. (1990) Use of lime-stabilized dairy plant waste for forage production. J Prod Agric 3, 340-344.
- Brewer, J. S. (1998) patterns of plant species in a wet slash-pine (*Pinus elliottii*) Journal of the Torrey Botanical Society, Vol 125 (3): 216-224.
- BSBI (2007) Botanical Society of the British Isles.
http://www.bsbi.org.uk/Plant_Status_List_2005.pdf
- Burel, F.; Baudy, J.; Butet, A.; Clergeau, P.; Delettre, Y.; Le Coeur, D. ; Dubs, F. ; Morvan, N. ; Paillat, G. ; Petit, S. ; Thenail, C. ; Brunel, E. ; Lefeuvre, J. C. (1998) Comparative biodiversity along a gradiente of agricultural lanscapes. Acta Oecologica, Vol 19 (1): 47-60.
- Burner, D.M.; Brauer, D.K. (2003) Herbage response to spacing of loblolly pine trees in a minimal management silvopasture in southeastern USA. Agrofor Syst 57:69–77
- Buttler, A.; Kohler, F.; Gillet, F. (2007) The Swiss mountain wooded pastures: patterns and processes. En: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR (eds) Agroforestry in Europe, vol 5, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands (en prensa)
- Calvo-de-Anta, R.; Macías F.; Riveiro Cruz, A. (1992) Aptitud agronómica de la provincia de La Coruña (cultivos, pino, roble, eucalipto y castaño). Dpto. de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología. Univ. Santiago de Compostela
- Carballeira, A.; Devesa, C; Retuerto, R; Santillán, E; Ucieda,F. (1983). Bioclimatología de Galicia. Fundación Barrié de la Maza. Conde de FENOSA. A Coruña. 391 pp.
- Castro, P.; González, A.; Prada, D. (1990) Determinación simultánea de nitrógeno y fósforo en muestras de pradera. XXX Reunión científica de la Sociedad Española para el estudio de los pastos: 200-207
- Catálogo da Flora Vascular Galega (1994). Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. Xunta de Galicia. 283 pp.
- Charle, M. D.; Elena, R. (1993) Evolución de los parámetros edáficos con la edad de las masas de *Pinus sylvestris* L. Congreso Forestal Español. Ponencias y Comunicaciones. Tomo 1, 139–144.
- Chocarro, C.; Fillat, F.; García, A.; Miranda, P. (1987) Meadows of central Pyrenees: Floristical composition and quality. Pirineos, 129: 7-23.
- Clark, E. Ann. (2001) Ch. 6 Diversity and stability in humid temperate pastures. In: P.G. Tow and A. Lazenby (Eds) Competition and Succession in Pastures. CAB International Publishing , New York, N.Y. 103-118.

- Colwell, R. K.; Coddington, J. A. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345: 101-118.
- Conant, R.T.; Paustian, K.; Elliott, E.T. (2001) Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11(2):343–355
- Costa, F.; Hernández, M. T.; Moreno, J. I. (1987) Utilización agrícola de lodos de depuradora. CSIC, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, España.
- Côté, L.; Brown, S.; Paré, D. ; Fyles, J. ; Bauhus, J. (2000) Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1079–1090.
- Dans del Valle, F.; Fernández de Ana-Magán, F.J; Romero-García, A. (1999) Manual de selvicultura del *Pino radiata* en Galicia. COLUMELA. Universidad de Santiago de Compostela (<http://www.agrobyte.com/agrobyte/publicaciones/pinoradiata/cap1.html>.)
- Davison, T. M.; Orr, W.N.; Silver, B. A.; Duncalge, F. (1989) Phosphorus fertiliser and the long term productivity of nitrogen fertilised dairy pastures. XVI International Grassland Congress: 1133-1134.
- De Lauzanne, R.; Merillot, J.M. (1986) La valorisation agricole des boues de laiterie. Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets (ANRED), France.
- Díaz, M. D.; Hidalgo, R.; Garrido, B.; Arroyo, J.; Marañón, T. (1999) Componentes de biodiversidad en bosques y pastos del Parque Natural “Los Alcornocales” (Cádiz-Málaga). *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP (Almería)*, 69-74.
- Diéguez-Aranda, U.; Grandas-Arias, J .A.; Álvarez-González, J. G.; Gadow, K.v (2006) Site quality curves for birch stands in north-western Spain. *Silva Fennica*, 40 (4): 631–644.
- Díez, C.; Luis, E.; Tárrega, R. (1992) Variación de la diversidad y organización de la comunidad herbácea en robledales adhesados de *Quercus pyrenaica*. *Actas de la XXXII Reunión científica de la SEEP (Pamplona)*: 128-133.
- Dixon, R.K. (1995) Agroforestry systems: sources or sinks of greenhouse gases? *Agroforestry systems* 31:99-116.
- Dodd, C. J. H; McLean, A.; Brink, V. C. (1972) Grazing values as related to tree-crown covers. *Canadian Journal of Forest Research*, 2 (3): 185-189.
- Dupraz C.; Burgess P.; Gavaland A.; Graves A.; Herzog F.; Incoll L.D.; Jackson N.; Keesman K.; Lawson G.; Lecomte I.; Liagre F.; Mantzanas K.; Mayus M.; Moreno G.; Palma J.; Papanastasis V.; Paris P.; Pilbeam D.J.; Reisner Y.; Van Noordwijk M.; Vincent G.; Werf Van der W. (2005) SAFE FINAL REPORT. Synthesis of the SAFE project.
- EEA (2003) Europe's environment: the third assessment. EEA, Copenhagen (http://reports.eea.europa.eu/environmental_assessment_report_2003_10/en/kyiv_chapt_00.pdf)

- EEA (2007) Annual European Community greenhouse gas inventory 1990-2005 and inventory report 2007 Submission to the UNFCCC Secretariat. Technical report No 7/2007. 464 pp.(http://reports.eea.europa.eu/technical_report_2007_7/en/Full%20report%20Annual%20European%20Community%20greenhouse%20gas%20inventory%201990-2005%20and%20inventory%20report%202007.pdf)
- Elías, F.; Castellvi, F. (1996) Agrometeorología. Madrid :Mundi Prensa, 1996. 517 p.
- EUNIS (2006). <http://eunis.eea.europa.eu/>
- FAO-ISRIC-ISSS (1998) World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 84. FAO. Rome.
- Felipó Oriol, M.T. (1995) Reutilización de residuos urbanos y posible contaminación. En: Jornadas técnicas de Gestión y utilización de residuos urbanos para la agricultura. Ed. Aedos. Mundi Prensa. Madrid, 27-36.
- Fernández-Núñez, E. (2000) Estudio de la evolución estacional de la calidad nutritiva de diferentes especies herbáceas, arbustivas y arbóreas en la comarca de A Fonsagrada (Lugo). Proyecto Fin de Carrera, Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Fernández-Núñez, E. (2004) Estudio de la influencia de las especies y densidad del arbolado, de la fertilización y de la mezcla de siembra sobre la producción y calidad del pasto desarrollado bajo cubierta de pino y abedul en sistemas silvopastorales. Proyecto Fin de Carrera, Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Fernández-Núñez, E. (2006) Efecto del manejo sobre el pH, el crecimiento del arbolado, la producción de pasto y la biodiversidad en sistemas silvopastorales. Trabajo de investigación Tutelado. Tercer Ciclo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Fernández-Núñez, E.; Mosquera-Losada M.R.; Rigueiro-Rodríguez, A (2007) Economic evaluation of different land use alternatives: forest, grassland and silvopastoral systems. Permanent and temporary grassland plant, environment and economy. 14th Symposium of the European Grassland Federation (Bélgica). Grassland Science in Europe, Vol.12: 508-512.
- Ferrer-Benimeli, C.; Broca, A. (1999) El binomio agricultura-ganadería en los ecosistemas mediterráneos. Pastoreo frente a “desierto verde” Actas de la XXXIX Reunión Científica de SEEP (Almería): 309-334.
- Ferrer-Lorés, V.; Ferrer-Benimeli, C.; Broca, A.; Maestro, M. (1998) Diferencias florísticas y aspectos sucesionales en pastos arbustivos mediterráneos de *Quercus coccifera* y de *Genista scorpius*. Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP (Soria): 45-50.
- Flores Clavete, G., González Arráez, A.; Díaz Núñez, M. (1992) Producción ovina sobre praderas de zona costera de Galicia: efecto del sistema de pastoreo (rotacional y continuo) y de tres niveles de intensidad de pastoreo sobre la producción de pasto y producción animal. Memorias del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo 1990 . Xunta de Galicia. 329 pp.
- Frame, J.; Bax, J.; Bryden, G. (1992) Herbage quality of perennial ryegrass/white clover and N-fertilized ryegrass, swards in intensively managed dairy systems. Proceedings General 14th Meeting European Grassland Federation, Finlandia: 180-184.

- Fuentes-Yagüe, J. L. (1999). El suelo y los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 352 pp.
- García, A. (1992) Conserving the species-rich meadows of Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*, 40: 219-232.
- García-González, D.; Contreras-Olalla, R. M. (1998) Influencia de la carga ganadera sobre el acebo y su regeneración en el monte Garagueta. XXXVIII Reunión Científica de la SEEP (Soria): 349-352.
- García López, J.; Jamin, E.; Buson, C.; Carral Vilariño, E.; Moirón Rodríguez, C.; López Mosquera, M. E. (1999) Biological Treatment of Wastewaters from a Dairy Industry (Besnier-Leche de Galicia, S. A.) En: Actas V Congreso Internacional de Química de la ANQUE. Solid, Liquid and gaseous wastes: their best destination (III). ANQUE. Madrid: 191-203.
- Giddens, K.M., Parfitt, R.L., Percival, H.J., (1997) Comparison of some soil properties under *Pinus radiata* and improved pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, Vol. 40: 409-416.
- Gómez Gutiérrez, J. M.; Calabuig, L. (1992) Producción de praderas y pastizales In: El Libro de las Dehesas Salmantinas, Gómez Gutiérrez, J.M. (ed.), Consejería de Medio Ambiente de Castilla y León, Salamanca: 489-513.
- Gómez-Sempere, C.; García, G.A.; Prieto, V.; González, EA. (1981). Fertilización fosfopotásica en praderas naturales de Galicia y Asturias. *Anales del INIA, Serie Agrícola*, 16: 45-55.
- Gómez-Rey, M.X.; Calvo de Anta, R. (2002) Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos en Galicia (N.O. de España): Balances geoquímicas en suelos forestales (*Pinus radiata*). 1. Aportes de elementos por deposición atmosférica y hojarasca. *Edafología*, 9(2):81-196.
- González, A. (1986) El trébol blanco y el fertilizante nitrogenado como fuentes de nitrógeno para la pradera. XXXVI Reunión científica de la S.E.E.P.: 265-279.
- González, A. (1992) Las praderas de gramínea y trébol y la fertilización nitrogenada en Galicia. En: 100 años de Investigación Agraria. Ed. Consellería de Agricultura. Xunta de Galicia: 383-393.
- González-Río, F.; Castellanos, A.; Fernández, O.; Gómez, C. (1997) Manual Técnico de Silvicultura del Eucalipto. Proyecto Columela, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, España.
- Gordon, A.M.; Naresh, R.P.F.; Thevathasan, V. (2005) How much carbon can be stored in Canadian agroecosystems using a silvopastoral approach? En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (Eds.) 2004. Silvopastoralism and land sustainable management. CAB International. 210-219.
- Grime, J. (1982) Estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. México. 291 pp.
- Grime, J.P.; Hodgson, J.G.; Hunt, R. (1996) Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. Chapman & Hall. London. 742 pp.

- Guichet, J. (1987) Evolution d'une rendzine consecutive a 25 annes d'epandage d'e aux residuaires de laiteries. *Sci. Sol.* 25/2, 95-106.
- Guidi, G.; Pagliai, M.; Giachetti, M. (1982) Modifications of some physical and chemical soil properties following sludge and compost applications. In: The influence of sewage sludge on physical and biological properties of soils Catroux, P.L Hermite y E. Suess, eds. Dordrecht, Holanda, 122-130.
- Gutián-Ojea, F.; Carballas-Fernández, T. (1976) Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro. Santiago de Compostela. 288 pp.
- Gustavsson, E.; Lennartsson, T.; Emanuelsson, M. (2007) Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological conservation* 138 (1-2): 47-59.
- Hawke, MF (1991) Pasture production and animal performance under pine agroforestry in New Zealand. *Forest Ecology and Management.* 45: 109-118
- Holmes, W. (1962) Grazing management for dairy cattle. *Journal British Grassland Society*, 17:30-40
- Hue, N.J.; Silva, J.A.; Arifin, R. (1988). Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *J. Environ.*
- IETA, (2005) Situación y tendencias del mercado de carbono. (<http://carbonfinance.org/docs/CarbonMarket2005Spanish.pdf>).
- INE (2002) Instituto Nacional de Estadística. (<http://www.ine.es/>).
- INE (2006) Instituto Nacional de Estadística. (<http://www.ine.es/>).
- IPCC (1996) (Intergovernmental panel on climate change) Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero - versión revisada en 1996. Libro de Trabajo (Volumen 2). Eds: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B. Lim., K. Tréanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D.J. Griggs and B.A. Callander
- IPCC (2000) (Intergovernmental panel on climate change) IPCC Special Report: Land Use, Land-Use Change and Forestry. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jandl, R. (2001) Secuestro de carbono en bosques. El papel del suelo. Taller Internacional sobre secuestro de carbono. IUFRO-RIFALC, Mérida, Venezuela.
- Jump, R.K.; Olsen, F.J.; Jones, J.H.; McCoy, G.C.; Paterson, J.J. (1981) Applying dairy effluent on cropland. *Biocycle* 22, 51-55.
- Karlsson, A.; Albrektson, A.; Forsgren, A., Svensson, L. (1998) An analysis of successful natural regeneration of downy and silver birch on abandoned farmland in Sweden. *Silva Fennica* 32(3): 229-240.
- Kavvadias, V.A; Alifragis, D; Tsiontsis, A; Brofas, G; Stamatelos, G. (2001) Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *For Ecol Manage* 144:113-127

- Kemp, D. R., King, W. McG. (2001) Plant Competition in Pastures- Implications for Management Competiton and Succession in Patures Tow G. P. y Lazenby A. (eds).CABIpublishing.85-103
(<http://www.cabi.org/pdf/books/9780851994413/9780851994413.pdf>)
- Kirchmann, H.; Tengsved, A. (1991) Organic pollutants in sewage sludge.2. Analysis of barley grains grown on sludge fertilized soil. Swedish J. Agric. Res. 21:115-119.
- Krebs, Ch.J. (1978) Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. 2nd. Ed. Harper & Row Publishers, New York.
- Labrador Moreno, J. (2002) La material orgánica en los agrosistemas. Mundi-Prensa, Madrid. 293 pp.
- Lande, R. (1996) Statistic and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. Oikos, 76:5-13.
- Lal, R. (2001) Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse effect. SSSA Special publication 57.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123:1-22.
- Lavery, P. B. (1986) Plantation forestry with *Pinus radiata*. Review Papers No 12. School of Forestry, University of Canterbury, Christchurch, New Zealand. 255 pp.
- López, M. L.; Mosquera, M. R.; Rigueiro, A. (2000). Effect of different doses of sewage sludge on heavy metal plant accumulation in acids soils. Grassland Science in Europe, 5: 424-426.
- López-Díaz, M. L. (2004) Aplicación de lodos de depuradora urbana como fertilizante en un sistema silvopastoral. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- López-Díaz, M. L.; Rigueiro-Rodríguez, A.; Mosquera-Losada, M. R. (2001) Efecto del encalado y la fertilización orgánica sobre el crecimiento de *Pinus radiata* D. Don y la producción de pasto en sistemas silvopastorales en zonas de monte de Galicia. III Congreso Forestal Español. Granada. España. Vol III. 428-432.
- López-Díaz, M.L.; Mosquera-Losada, M.R.; Rigueiro-Rodríguez, A. (2007) Lime, sewage sludge and mineral fertilization in a silvopastoral system developed in very acid soils. Agroforestry systems. 70 (1): 91-101.
- López-Mosquera, M.E.; Moirón, C.; Carral, E. (1998a) Effects of dairy-industry sludge fertilization on mixed field production and on their botanical composition. Seminar notes of Research Conference FAO/CIHEAM European 1998. Lowland grassland of Europe. Utilisation and development. A Coruña. España.
- López Mosquera, M.E.; Moirón, C.; Carral, E. (1998b) Recycling of sludges coming from a dairy industry in agriculture areas. Actas V Congreso Internacional de Química de la ANQUE. Solid, Liquid and Gasous Wastes: their best destination (III). Tomo II, 205-214.
- López-Mosquera, M.E.; Bande, M.J.; Seoane, S. (2000) Evaluación del efecto salino en un suelo fertilizado con lodos de industria láctea. Actas de la Sociedad española de la ciencia del suelo 7, 73–83.

- López-Mosquera, M.E.; Barros, R.; Sainz, M.J.; Carral, E.; Seoane, S. (2005) Metal concentrations in agricultural and forestry soils in northwest Spain: implications for disposal of organic wastes on acid soils. *Soil Use and Management*, 21: 298-305.
- MacArthur, R. H. (1965) Patterns of species diversity. *Biological Review of the Cambridge Philosophical Society*, 40: 510-533.
- Macías, F.; Calvo de Anta, R. (2001) Los suelos de Galicia. En: Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia. (Ed). Atlas de Galicia. Consellería de Presidencia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. Tomo 1: Medio Natural: 173-217.
- Macías, F.; Calvo, R.; Arce, F.; Bulnes, C.; López, R. (2001) Los suelos como sumidero de carbono: materia orgánica de los suelos de Galicia. XXII Reunión Nacional de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo.
- Macías, F.; Camps Arbestain, M.; Rodríguez Lado, L. (2005) Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia. IBADER. Recursos Rurais, Vol.1(1): 71-85
- Marañón, T. (1997) Biodiversidad de las comunidades vegetales: escalas y componentes. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP, Sevilla-Huelva*: 15-24.
- Marcos, J. E.; Marcos, E., Taboada, A.; Tárrega, R. (2007) Comparison of community structure and soil characteristics in different aged *Pinus sylvestris* plantations and a natural pine forest. *Forest Ecology and Management*, 247:35-42.
- Magurran, A. E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. London. 179 pp.
- Magurran, A.E. (1989) *Diversidad ecológica y su medición*. Ed Vedral. Barcelona. 200 pp.
- MAPA (2004) http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/Lactea/lactea_anual.htm#art1
- Marey Pérez, M.F.; Crecente Maseda, R.; Rodríguez Vicente, V. (2004) Claves para comprender los usos del monte en galicia (españa) en el siglo xx. II Simposio Iberoamericano de Gestión y Economía Forestal. Barcelona. (http://www.gruponahise.com/simposio/papers%20pdf/3%20M.%20Francisco%20Marey_P%E9rez_I.pdf).
- Margules, C. R.; Nicholls, A. O.; Pressey, R. L. (1988) Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation*, 43: 63-76.
- McAdam, J.H., Hoppé, G.M., Toal, L., Whiteside, T. (1999) The use of wide-spaced trees to enhance faunal diversity in managed grasslands, In V. Papanastasis, Frame, J., Nastis, A.S., ed. *Grasslands and Woody Plants in Europe*. Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Grassland Science in Europe, Vol. 4. EGF, Thessaloniki, Greece.
- McAdam, J.; Sibbald, A. (2000) Grazing livestock management. En: *Agroforestry in the UK*. Forestry Commission. Bulletin 122. Ed. M Hislop, J. Claridge: 44-57.
- McAdam, J.H.; Burgess, P.J.; Graves, A.R.; Rigueiro-Rodríguez, A.; Mosquera-Losada, M.R. (2007) Classifications and functions of agroforestry systems in Europe En: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam, J.; Mosquera-Losada, M.R. (eds) *Agroforestry in Europe*, vol 5, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands (en prensa).

- MMA (1998) III Inventario Forestal de España. Madrid. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
- Merino, A.; Rey, C.; Brañas, J.; Rodríguez Soalleiro, R. (2003) Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D Don en Galicia. Invest. Agrar., Sist. Recur. For. 12 (2), 85-98.
- Merino, A.; Balboa, M.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Álvarez González, J. G. (2005) Nutrients exports under different harvesting regimes in southern Europe. For. Ecol. Manage. 207: 325-339
- Modrego, M.P.; Elena, R. (2004) Efectos de las repoblaciones por terrazas con *Pinus sylvestris* L. en las propiedades químicas del suelo en Castilla y León. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 20: 239-244.
- Moirón, C.; Carral, E.; López Mosquera, M.E. (1997) Métaux lourds contenus dans les sols fertilisés avec des boues d'une industrie agroalimentaire. Deuxième Colloque International de Recherche sur les sous-produits de traitement et d'épuration des fluides. Tome 2, 382-393.
- Montenegro, J.; Abarcas, S. (2000) Fijación de carbono y emisión de metano y de óxido nitroso en sistemas de producción bovina en Costa Rica. EN: Intensificación de la ganadería en Centroamérica: Beneficios económicos y ambientales. Ed: Pomareda C. y Steinfeld, H. CATIE, FAO, SIDE.151-171
- Montero, G.; Ruiz-Peinado, R.; Muñoz, M. (2005) Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografía INIA: Serie forestal, nº 13.
- Montero de Burgos, J. L.; González Rebollar, J. L. (1983) Diagramas bioclimáticos. ICONA. Ministerio de Agricultura. 379 pp.
- Moreno, C. E. (2001) Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84 pp.
- Moreno, G., Obrador, J., García, E., Cubera, E., Montero, M.J., Pulido, F. (2005) Consequences of dehesa management on tree-understory interactions. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (Eds.) 2004. Silvopastoralism and land sustainable management. CAB Internacional.263-266.
- Moreno, G.; Pulido, F.J. (2007) The function, management and persistence of Dehesas. En: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam J.; Mosquera-Losada, M.R. Agroforestry in Europe 5 (en prensa)
- Morisot, A.; Gras, R. (1974) Caractérisation des effluents des industries agricoles et alimentaires. Ann. Agron., 25 (2-3): 209-229.
- Mosquera, M. R y González, A. (1992) Mixed sward response to nitrogen and potassium fertilizer in Galicia. Proceedings General Meeting European Grassland Federation. 14: 511-512.
- Mosquera, M. R.; González, A. (1996) Efecto de la fertilización nitrogenada y potásica sobre la composición química de la pradera. Actas XXXVI Reunión Científica S.E.E.P. La Rioja: 36: 235-238.

- Mosquera, M. R.; González, A. (1997) Uso de nitrógeno y potasio para incrementar la producción y persistencia de trébol blanco. *Pastos*, 27 (2): 207-208.
- Mosquera, M. R.; González, A. (1998) Effect of annual stocking rates in grass and maize+rye systems on production by dairy cows. *Grass and Forage Science*, 53: 95-108.
- Mosquera, M. R.; González, A. (1999) Use of first nitrogen in South Europe template grassland. 10th Nitrogen Workshop. Dinamarca, Vol. 2, IV.32
- Mosquera, M. R.; González, A. (2000) Fertilización nitrogenada y potásica en pradera mixta: I. Efecto sobre la composición botánica, el contenido en proteína y el nivel de macroelementos. *Pastos*, XXX (2):241-260.
- Mosquera-Losada, M.R.; González-Rodríguez, A.; Rigueiro-Rodríguez, A. (1999) Ecología y manejo de praderas. MAPA. 214 pp.
- Mosquera, M.R.; Rigueiro, A.; (2002) Variability of sewage sludge parameters. Implications on fertilisation uses. 7^o Congreso European Society for Agronomy. Córdoba, España, 393-394.
- Mosquera-Losada, MR.; López-Díaz, ML; A. Rigueiro-Rodríguez, A. (2001) Sewage sludge fertilisation of a silvopastoral system with pines in northwestern Spain, *Agroforestry Systems* (in cooperation with ICRAF).53:1:1-10.
- Mosquera-Losada, M.R.; Rigueiro, A.; López. M.L.; Rodríguez, S. (2001b) Efecto del sombreado y la época de siembra en el establecimiento y producción de varias especies pratenses. *Investigación Agraria: producción y protección vegetales*, 16(2): 169-186.
- Mosquera-Losada, M.R.; Rigueiro-Rodríguez, A.; Villarino-Urtiaga, J.J. (2001) Establecimiento de sistemas silvopastorais. *Seria Manuais prácticos nº 12*, Consellería de Agricultura, Gandeiría e política Agroalimentaria. Xunta de Galicia. 52 pp.
- Mosquera-Losada M.R, González-Rodríguez, A.; Rigueiro-Rodríguez A. (2004) Fertilization with nitrogen and potassium on pastures in temperate areas. *Jorn. Range. Management*, 57 (3):280-290.
- Mosquera-Losada, M.R.; Pinto-Tobalina, M.; Rigueiro-Rodríguez, A. (2005) The herbaceous component in temperate silvopastoral systems. En: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (Eds.) 2004. *Silvopastoralism and land sustainable management*. CAB International. 93-101.
- Mosquera-Losada, M.R., Fernández-Núñez, E, Rigueiro-Rodríguez, A. (2006) Pasture, Tree and Soil Evolution in Silvopastoral Systems of Atlantic Europe. *Forest Ecology and Management*: 232 (2006) 135–145.
- Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Romero, R.; Rigueiro, A. (2007) Definitions and components of Agroforestry practices in Europe. En: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam J.; Mosquera-Losada, M.R. *Agroforestry in Europe 5* (en prensa)
- Myers, B.J.; Theiveyanathan, S.; O'Brien, N.D.; Bond, W.J. (1996) Growth and water use of *Eucalyptus grandis* and *Pinus radiata* plantations irrigated with effluent. *Tree Physiol.*, 16: 211–219.

- Nair, P.K.R. (1989) Agroforestry Systems Inventory Project. In: Agroforestry Systems in the Tropics. Ed. P.K.R. Nair. Kluwer Academic Publishers, 21-28.
- Nair, P.K.R.; Kalmbacher, R.S. (2005) Silvopasture as an approach to reducing nutrient loading of surface water from farms. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (Eds.), Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CAB International, Wallingford, 272-274.
- Nair, P.K.R.; Gordon, A.M.; Mosquera-Losada, M.R. (2007) Agroforestry. Encyclopedia of Ecology. Elsevier, (en prensa)
- O'Riordan, E. G.; Dodd, V.A., Fleming, G.A.; Tunney, H. (1994) Repeated application of a metal-rich sewage sludge to grassland. 1. Effects on metal levels in soil. Irish J. Agr. Food. Res., 33: 41-51
- Papanastasis, V. P. (2004) Vegetation degradation and land cover changes in agrosilvopastoral systems. In: S. Schnabel and A.Goncalves (eds). Sustainability of Agrosilvopastoral Systems-Dehesa, Montados. Advances in GeoEcology, 37: 1-12.
- Pardé J. (1980) Forest Biomass. Forests products abstracts. Review Article. Commonwealth Forestry Bureau, 41(8):343-361.
- Pardini, A. (2006) Gestione dei pascoli e dei territori pascolivi. Aracneeditrice s.r.l.:179-88.
- Paul, K.I.; Polglase, P.J.; Nyakuengama, J.G.; Khanna; P.K. (2002) Change in soil carbon following afforestation. Forest Ecology and Management, 168:241-257.
- Pearson, C.J., Ison, R.L (1987) Vegetative growth in Agronomy of Grassland Systems, 3:27-47.
- Peet, R. K. (1974) The measurement of species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics, 5:285-307.
- Pérez-Cruzado, C.; Mansilla Salinero, P.; Solla-Gullón, F.; Alvarez-Alvarez, P.; Rodríguez-Soalleiro, R; Merino, A. (2006) Una red de zonas piloto para evaluar y mejorar a nivel regional los indicadores de gestión sostenible de los bosques de la fachada atlántica del sur de Europa. Proyecto FORSEE. Informe final, parte 4 región de Galicia.
- Peri, P.L.; Lucas, R.J. y Moot, D.J. (2005) Dry matter production and nutritive value of cocksfoot (*Dactylis glomerata*) grown under different light regimes. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (Eds). Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CAB Internacional, Wallingford, UK, 154-157.
- Peri, P.L.; Lucas, R.J. y Moot, D.J. (2007) Dry matter production, morphology and nutritive value of *Dactylis glomerata* growing under different light regimes. Agroforestry Systems. Netherlands, Vol.70 (1):63-79.
- Pielou, E.C. (1975) Ecological diversity. John Wiley & Sons, Inc., New York. 165 pp.
- Porta Casanellas, J.; Roquero De Laburo, C.; López-Acevedo, M. (2003) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid.
- Post, W.M; Kwon, K.L. (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. Global Change Biology, 6:317-327

- Pott, R. (1998) Effects of human interference on the landscape with special reference to the role of livestock. En: Wallis DeVries, M.F., Bakker, J.P., Van Wieren, S.E. (Eds.), *Grazing and Conservation Management*. Kluwer, Dordrecht, 107–134.
- Prescott, C.E.; Zabek, L.M.; Staley, C.L.; Kabzems, R. (2000) Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Can. J. For. Res.*, 30(11): 1742–1750
- Pressey, R. L; Humphries, C. J.; Margules, C. R.; Vane-Wright, R. Y.; Williams; P. H. (1993) Beyond oportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124-128.
- Quintanilla Rejado, P. (1973) *Abonado del Pino insigne*. Ministerio de Agricultura. 80 pp.
- Raizada, A.; Joshi, S.P.; Srivastava, M. M. (1998) Composition and vegetational diversity in an alpine grassland in the Garhwal Himalayas. *Tropical Ecology*, Vol 39 (1): 133-141.
- Rajaniemi, T.K. (2002) Why does fertilization reduce plant species diversity? testing three competition-based hypotheses. *The journal of ecology*, vol. 90 (2): 316-324.
- Reiné, R.; Fillat, F. (1992) Prados de siega del Pirineo Central. Características de la producción de semillas en el primer corte. *Actas de la XXXII Reunión Científica de la SEEP (Pamplona)*, 214-218.
- Rico, M.; Puerto, A. (1988) Estructura básica generada por el arbolado en pastos semiáridos (ecosistemas de dehesa). *Pastos*, 18-19(1,2):13-18.
- Rigueiro-Rodríguez, A. (1992) Pastoreo controlado en los bosques gallegos. *El Campo*. 124:29-33.
- Rigueiro-Rodríguez, A. (1997) *Manual de sistemas silvopastorales*. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela.
- Rigueiro-Rodríguez, A. (1999) *Sistemas silvopastorales en Galicia*. Seminario sobre producción de pastos Extensivos. Mabegondo. A Coruña.
- Rigueiro-Rodríguez, A. (2000) *Sistemas silvopastorales en la Iberia Atlántica*. XL Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Bragança-A Coruña-Lugo. 7-13: 649-658.
- Rigueiro, A., Mosquera, M.R., Rodríguez, S., (2000) Effect of different light intensity on production and botanical composition of sown grass and clover species growing in monoculture. *Grassland Science in Europe*, 5:210-212.
- Rigueiro, A.; Amador, A.; Mosquera, M.R., (2002) Characterisation of dairy and municipal sewage sludge as fertilisers. 7º Congreso European Society for Agronomy. España, 399-400.
- Rigueiro, A.; López-Díaz, M.L; Mosquera-Losada, MR (2004) Responses of main shrub species to different grazing regimes in Galicia. *EFI proceedings* 49:301-307 (http://www.efi.fi/attachment/f5d80ba3c1b89242106f2f97ae8e3894/c2c126f31e951f49aa2d5e801361b450/Proc49_net.pdf)

- Rigueiro-Rodríguez, A.; Mosquera-Losada, M.R.; López-Díaz, M.L. (1998) Silvopastoral systems in revention of forst fires in the forests of Galicia (NW Spain). *Agroforestry Forum* 9(3): 3-8.
- Rigueiro-Rodríguez, A.; Mosquera-Losada, M.R.; Gatica-Trabanini, E. (2000). Pasture production and tree growth in a young pine plantation fertilization with inorganic fertilisers and milk sewage in northwestern Spain. *Agroforestry Systems* 48: 245-256
- Rigueiro Rodríguez, A.; Mosquera, M.R., López Díaz, M.L.; Pastor, J.C.; Gonzalez Hernández, M.P.; Romero, R., Villarino, J.J. (2001) Reducción do risco de incendios forestais mediante o pastoreo do cabalo de monte. *O común dos veciños*, 3:12-14.
- Rigueiro Rodríguez, A.; Mosquera Losada, M. R.; Romero Franco, R.; González Hernández, M. P.; Villarino Urtiaga, J. J.; López, L. (2005a) 25 años de investigación en Galicia sobre sistemas silvopastorales en prevención de incendios forestales. II Conferencia Internacional sobre Estrategias de Prevención de Incendios en el Sur de Europa. Barcelona.
- Rigueiro Rodríguez, A.; Rois Díaz, M.; Pinto, M.; Mosquera-Losada, M.R. (2005b) Future perspectives for silvopastoral systems in NW Spain. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (Eds.) 2004. *Silvopastoralism and land sustainable management*. CAB International. 408-411.
- Rigueiro-Rodríguez, A.; Fernández-Núñez, E.; González-Hernández, P.; McAdam, J.; Mosquera-Losada, M.R (2007) Agroforestry systems in Europe: productive, ecological and social perspectives. En: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam J.; Mosquera-Losada, M.R. *Agroforestry in Europe* 5 (en prensa).
- Rodgers, C.S.; Anderson, R.C. (1995) Plant growth inhibition by soluble salts in sewage sludge-amended mine spoils. *J. Environ. Qual.* 24: 627-630
- Rodríguez, M; Domingo, M. (1987) Fertilización nitro-fosfo-potásica en praderas naturales del País Vasco. *Pastos*, 17(2):203-218.
- Rodríguez, M. García, R.; Moro, A.; Calleja, A. (1996) Los prados permanentes en la economía de la montaña leonesa. *Pastos*. XXVI (1): 25-27
- Rodríguez, M.; Gómez Sal, R.; García, R.; Moro, A.; Calleja, A. (2001) Relaciones entre producción, diversidad y riqueza de especies en prados fertilizados. *Biodiversidad en pastos*. XLI Reunión Científica de la SEEP (Alicante), 175-180
- Rodriguez-Barreira, S. (2003) Efecto residual de la fertilización orgánica e inorgánica sobre la producción y calidad de pasto, el crecimiento del arbolado y el ciclo de nutrientes en un sistema silvopastoral. Proyecto Fin de Carrera. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Rodríguez Murillo, J.C. (2001) Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils*, 33:53-61.
- Rois-Díaz, M. (2004) Sistemas silvopastorales en Europa: tipologías e implicaciones en un desarrollo sostenible. Trabajo de investigación Tutelado. Tercer Ciclo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Rois-Díaz, M.; Mosquera-Losada, M.R.; Rigueiro-Rodríguez, A. (2006) Biodiversity Indicators on silvopastoralism across Europe. *EFI Technical Report* 21. 68 pp.

- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallis De Vries, M.F., Parente, G., Mills, J. (2004) Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures-a review. *Biological Conservation*, 119:137-150.
- Romanyà J.; Rovira P.; Vallejo R. (2007) Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. *Ecosistemas* 2007/1
- Rozados-Lorenzo, M.J.; González-Hernández, M. P.; Silva-Pando, F. J. (2007) Pasture production under different tree species and densities in an Atlantic silvopastoral system. *Agroforest Sys.*, 70: 53-62.
- Sánchez, F.; Rodríguez, R.; Rojo, A.; Álvarez, J. G.; López, C.; Gorgojo, J.; Castedo, F. (2003) Crecimiento y tablas de producción de *Pinus radiata* D. Don. en Galicia. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.*, 12(2): 65-83.
- Sánchez-Rodríguez, F.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Español, E.; López, C.A.; Merino, A. (2002) Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain . *Forest Ecology and Management*, 171(1-2): 181-189.
- SAS (2001) SAS/Stat User's Guide: Statistics Ed. SAS Institute Inc., Cary, NC. USA.
- Schlatter, J.E; Gerding, V. (2001) Balance de carbono en suelos arenosos con plantaciones de *Pinus radiata*. *Inst. Silvicultura, Univ. Austral de Chile*.
- Shannon, C.E; Weaver, W. (1949) The mathematical teory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.
- Sharrow, S.H. (1997) The Biology of Silvopastoralism. *Agroforestry Notes* AF Note 9:4 pp.
- Sibbald, A. (1994) Herbage yield in agroforestry systems as a function of easily measured attributes of the tree canopy. *Forest Ecology and Management* 65, 195-200.
- Sibbald, A. (1996) Silvopastoral systems on temperate sown pastures: a personal perspective. In: Western European silvopastoral systems. Étienne, M. (ed.) INRA, Paris, France: 23-37.
- Sibbald, A.R. (1999) Silvopastoral agroforestry: soil-plant-animal interactions in the establishment phase. *Grassland Sci Eur*, 4:133-144
- Sibbald A.R.; Griffiths, J.H; Elston, D.A. (1991) The effects of the presence of widely spaced conifers on under-storey herbage production in the UK. *Forest Ecology and Management*, 45 (1-4), 71-77.
- Silva-Pando, F.J. (1988) Aprovechamientos silvopastorales. *Actas curs d'Estudis Pirenencs*: 1-21- Seo de Urgel.
- Silva-Pando, F.J.; González-Hernández, M.P.; Rozados-Lorenzo, M.J. (2002) Pasture production in a silvopastoral system in relation with microclimate variables in the Atlantic coast of Spain. *Agrofor. Syst.*, 56:203-211.
- Simpson, K. (1986) Abonos y estiércoles. Ed. Acribia, S.A. 273 pp.
- Sinclair, F. (1999) The agroforestry concept- Managing complexity. *Scottish Forestry*, Vol 53 (1): 12-17.

- Sinclair, F; Eason, B; Hooker, J. (2000) Understanding and management of interactions. En: Agroforestry in the UK. Forestry Commission. Bulletin 122. Ed. M. Hislop, J. Claridge: 17-30.
- Tárrega, R.; Luis, E. (1981) Gradiente de diversidad en la vegetación herbácea por efecto de la sabina (*Juniperus thurifera* L.) Actas de la XXI Reunión Científica de la SEEP (León), 1pp (resumen).
- Tercer Inventario Forestal Nacional, (1997-2006) Galicia, Pontevedra / Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid. 314 pp + 1 CD.
- Terradas, J. (2001) Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes Ed. Omega, Barcelona. 703 pp.
- Thorntwaite, C.W. (1948) An approach toward a rational classification of climate Geographical Review, 38: 55-94.
- Turner, J.; Lambert, M.J. (2000) Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. Forest Ecology and Management, 133: 231–247.
- UNECE/ FAO (2000) Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand. United Nations Publication. Sales, 99-II-E-36, 500 pp.
- Valero Gutiérrez del Olmo, E.; Picos Martín, J.; Herrera Carracedo, M. (2007) Cálculo de las Emisiones de CO₂ por los Incendios de 2006 en la Provincia de Pontevedra (Galicia). Wildfire2007.(<http://www.fire.uni-freiburg.de/sevilla-2007>)
- Vera, F.W.M. (2000) Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, Wallingford Oxon, UK.
- Viéitez, E.; Viéitez, G. (1976) Estudio sobre la variación estacional de la composición química de los pastos de la provincia de Pontevedra. Anales de edafología y fisiología vegetal. 480 pp.
- Villarino-Urtiaga, J.J. (2004) Guía de tratamientos selvícolas para a produción de madeira, bidueiro. Ed: Asociación Forestal de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. 37 pp.
- Villarino-Urtiaga, J.J. (1983) El abedul en Galicia. Tesis Doctoral. UPM. Madrid. 394 pp.
- Walter, H.; Lieth, H. (1960) *Klimadiagram-Weltatlas*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena (DE).
- White, T.A.; Moore, K. J.; Barkert, D. J. (2004) the importance of local processes to landscape patterns of grassland vegetation diversity. New Zealand Journal of Agricultural research, Vol 47 (2): 199-207.
- Whitehead, D.C. (1995) Grassland Nitrogen. Wallingford: CAB Internacional. UK. 395 pp.
- Whittaker, R. H. (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecol. Monogr., 30: 279-338.
- Whittaker, R. H. (1972) Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21(2/3):213-251.

- Wild, S.R.; Jones, K.C. (1992) Organic chemicals entering agricultural soils in sewage-sludge: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Sci. Total Environ.*, 119: 85-119.
- Wilson, M.V.; Shmida, V. (1984) Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology*, 72:1055-1064.
- Wolstenholme, R., Dutch, J., Monat, A.; Bayes, C.D.; Taylor, C.M.A. (1992) A Manual of good practice for) the use of sewage sludge in forestry. Forestry Commission. Bulletin 107. London: HMSO.
- Xunta de Galicia (1989) Código de buenas prácticas agrarias. Consellería de Agricultura. Xunta de Galicia.
- Xunta de Galicia (2003) Estrategia galega para a conservación e uso sostible da biodiversidade. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. 290 pp.
- Xunta de Galicia (2004) Inventario de emisións de gases de efecto invernadoiro en Galicia. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia. 168 pp.
- Xunta de Galicia (2006) Proxectos singulares dinamizadores 2006.Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia. (<http://mediorural.xunta.es/infraestructuras/singulares>).
- Xunta de Galicia (2007) Programa de desenvolvemento rural de Galicia 2007-2013. Consellería do Medio rural. Xunta de Galicia.
- Yunusa, I.A.M.; Mead, D.J.; Lucas, R.J.; Pollock, K.M. (1995) Process studies in a Pinus radiata- pasture agroforestry system in a subhumid temperature environment. II. Analysis of dry matter yields in the third year. *Agroforestry Systems*. Kluwer Academic Publishers. 32:185-204.
- Zea-Salgueiro, J (1992) Producción de ovino de carne en Galicia. *Memorias del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo 1990*. Xunta de Galicia. 314 pp.
- Zuazua, T.; Alonso, I.; García, A.; López-Mariño, A. (1994) Efecto del manejo tradicional sobre el banco de semillas en pastos. *Actas de la XXXIV Reunión de la SEEP (Santander)*, 59-64.

VII. Anexos

ANEXO 1

Legislación vigente sobre aplicación de lodos

Derecho comunitario:

Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos.

Directiva 86/278/CEE del 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.

Directiva 91/156/CEE del Consejo de 18 de marzo de 1991 por la que se modifica la directiva 75/442/CEE relativa a los residuos.

Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Directiva 91/676/CEE del Consejo de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.

Directiva 96/61/CEE del Consejo, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y el control integrado de la contaminación.

Directiva 1999/31/CEE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa a vertido de residuos.

Decisión de la Comisión, de 22 de enero de 2001, que modifica la decisión 2000/532/CEE que sustituye a la decisión 94/3/CE por la que se establece una lista de residuos de conformidad con la letra a) del artículo 1 de la directiva 75/442/CEE del Consejo relativa a los residuos y a la decisión 94/904/CE del Consejo por la que se establece una lista de residuos peligrosos en virtud del apartado 4 del artículo 1 de la directiva 91/689/CEE del Consejo relativa a los residuos.

Derecho español:

Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos.

R.D. 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

R.D. 261/1996 de 16 de febrero relativo a la protección contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.

R.D. 1217/1997, de 18 de julio, sobre incineración de residuos peligrosos y modificación del R.D. 1088/1992, de 11 de septiembre, relativo a las instalaciones de incineración de residuos municipales.

Orden de 26 de octubre de 1993 sobre la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

Orden de 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines. BOE nº 131, de 2 de junio 1998. Corrección errores BOE nº 157, de 2 julio 1998.

Resolución de 17 de noviembre de 1998, de la dirección general de calidad y evaluación ambiental, por la que se dispone la publicación del catálogo europeo de residuos (CER), aprobado mediante la decisión 94/3/CE, de la comisión, de 20 de diciembre de 1993.

Resolución de 13 de enero de 2000, de la secretaría general de medio ambiente, por la que se dispone la publicación del acuerdo de ministros, de 7 de enero de 2000, por el que se aprueba el plan nacional de residuos urbanos. BOE nº 28 del 2 de febrero del 2000.

Resolución de 14 de julio de 2001, de la secretaría general de medio ambiente, por la que se dispone la publicación del acuerdo del consejo de ministros, de 1 de junio de 2001, por la que se aprueba el plan nacional de lodos de depuradoras de aguas residuales 2001-2006.

Anexo 2

RESUMEN SOBRE NORMATIVA VIGENTE SOBRE BIODIVERSIDAD

Normativa Europea:

Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats).

Directiva 97/62/CEE, por la que se adopta al progreso científico la Directiva 92/43/CEE.

Normativa Nacional:

Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes.

Ley 40/1997 de 5 de noviembre, sobre reforma de la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres.

Real Decreto 1997/1995 por el que se establece medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Real Decreto 1739/1997 de 20 de noviembre, sobre medidas de aplicación del Convenio sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES) hecho en Washington el 3 de marzo de 1973 y del Reglamento (CE) 338/1997.

Real Decreto 1193/1998 de 12 de junio, por el que se modifica el RD 1997/1995, de 7 de diciembre, que establece medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Real Decreto 439/1990 de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

DOCM 22/1998. Decreto 33/1998, de 5 de mayo, por el que crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha.

DOCM 119/2001. Decreto 200/2001, de 6 de noviembre de 2001, por el que se modifica el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha.

DOE 30/2001. Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.

DOE 30/2001. Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.

DOG 126/2005. Borrador del Decreto por el que se regula el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas sometido a información pública por Resolución de 23 de junio de 2005.

Orden de 29 de agosto de 1996 (B.O.E. nº 217, 7 septiembre 1996) por la que se incluyen en el catálogo nacional de especies amenazadas determinadas especies.

Orden de 9 de julio de 1998, por la que se incluyen determinadas especies en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y cambian de categoría otras especies que ya están incluidas en el mismo.

- Orden de 9 de junio de 1999 (B.O.E. nº 148, 22 junio 1999) por la que se incluyen en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas determinadas especies de cetáceos, de invertebrados marinos y de flora y por la que otras especies se excluyen o cambian de categoría
- Orden de 10 de marzo de 2000 (B.O.E. nº 72, 24 marzo 2000) por la que se incluyen en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas determinadas especies, subespecies y poblaciones de flora y fauna y cambian de categoría y se excluyen otras especies ya incluidas en el mismo.
- Orden MAM/2734/2002 por la que se incluyen determinadas especies, subespecies y poblaciones en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y cambian de categoría y se excluyen otras incluidas en el mismo (BOE nº 265, de 05.11.02)
- Orden MAM/2784/2004, de 28 de mayo, (B.O.E. nº 197, de 16 de agosto de 2004), por la que se excluyen y cambian de categoría determinadas especies en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.
- Orden MAM/1498/2006, de 26 de abril (B.O.E nº 117, de 17 de mayo de 2006) por la que se incluyen en el Catálogo de Especies Amenazadas determinadas especies de flora y cambian de categoría algunas especies de aves incluidas en el mismo. (BOE nº 117, de 17.05.2006)